

STAND VAN ZAKEN BIJ DE TOEPASSING VAN AKTIEVE KOOL
VOOR DE DRINKWATERBEREIDING IN NEDERLAND

Rapport van de Werkgroep Aktieve Kool

Mededeling nr. 64 van het KIWA

Eindredactie: dr. J.C. Kruithof
ing. R. Chr. van der Leer

Nieuwegein, augustus 1982

Keuringsinstituut voor Waterleidingartikelen KIWA N.V.

correspondentieadres

Sir Winston Churchill-laan 273
Postbus 70
2280 AB Rijswijk
Telefoon (070) 90 27 20
Telex 32480
Postrekening 52 92 95

speurwerklaboratorium

Groningenhaven 7
Postbus 1072
3430 BB Nieuwegein
Telefoon (03402) 6 08 60

INHOUD	blz.
SUMMARY	5
SAMENVATTING	11
1 INLEIDING	17
1.1 Verantwoording	17
1.2 Opzet van de mededeling	19
2 HET BELANG VAN AKTIEVE KOOL	23
2.1 Inleiding	23
2.2 De doelstelling voor het gebruik	24
2.3 De plaats in de zuivering	30
2.4 Eventueel negatieve aspecten	33
2.5 Discussie	34
Literatuur	37
3 DE KINETIEK VAN DE KOOLFILTRATIE	39
3.1 Inleiding	39
3.2 Theorie van film- en poriëndiffusie	41
3.3 Uitvoering van de experimenten	46
3.4 Resultaten en discussie	48
3.5 Evaluatie en voortzetting van het onderzoek	59
Literatuur	62
4 KEURINGSMETHODEN VOOR AKTIEVE KOOL	63
4.1 Inleiding	63
4.2 Via inventarisatie opgestelde algemene produkteisen en keuringsmethoden	63
4.3 Ontwikkelingen	64
4.4 Samenvatting stand van zaken	67
Literatuur	68

	blz.
5 SELECTIE VAN AKTIEVE KOOLSOORTEN OP ADSORPTIEVE EIGENSCHAPPEN (POEDER- EN KOORELKOOL)	69
5.1 Inleiding	69
5.2 Laboratoriumtesten voor korrelkool	70
5.3 Selectie onderzoek van actieve korrelkool in semitechnische installaties voor 1978	73
5.4 Testen van korrelkoolsoorten bij Gemeente- waterleidingen Amsterdam	76
5.5 Testen van korrelkoolsoorten bij de Drink- waterleiding Rotterdam	81
5.6 Selectie van poederkool	93
5.7 Conclusies in verband met toekomstig onder- zoek	97
5.8 Aanbeveling voor verder onderzoek bij de selectie van koolsoorten	99
Literatuur	100
6 ERVARINGEN MET KORRELKOOLFILTERS OP SEMI TECHNISCHE SCHAAL	103
6.1 Inleiding	103
6.2 De invloed van zuiveringstrappen vooraf- gaande aan de koolfiltratie	104
6.3 Invloed van enkele procesvariabelen op de verwijdering van organische stoffen	114
6.4 Verwijdering van specifieke verbindingen	120
6.5 Suggesties voor verder onderzoek	128
Literatuur	129
7 ONTWERP, BOUW EN BEDRIJVEN VAN KOOLFILTERS	131
7.1 Inleiding	131
7.2 Enquetering van de bedrijven	131
7.3 Evaluatie van de verkregen gegevens	188
7.4 Suggesties voor verder onderzoek	198
Literatuur	200

		blz.
8	BIOLOGISCHE PROCESSEN IN KOOLFILTERS	201
8.1	Inleiding	201
8.2	Voorkomen van micro-organismen op actieve kool en in het filtraat van koolfilters	201
8.3	Voorkomen van hogere organismen in het filtraat van koolfilters	216
8.4	Biologische aktiviteit in koolfilters	220
8.5	De wederzijdse beïnvloeding van adsorp- tieprocessen en biologische processen in koolfilters	236
8.6	De bijdrage van biologische processen aan de verwijdering van organische verbindin- gen bij koolfiltratie	244
8.7	De mogelijke nadelen van biologische pro- cessen bij actieve koolfiltratie	246
8.8	De voordelen van biologische processen bij actieve koolfiltratie	250
8.9	Suggesties voor verder onderzoek	251
	Literatuur	253
9	DE TOXICOLOGISCHE BEOORDELING VAN EF- FLUENTEN VAN KOOLFILTERS	259
9.1	Probleemstelling	259
9.2	Toxicologisch onderzoek met behulp van proefdieren	261
9.3	Toxicologisch onderzoek met behulp van de Amestest	274
9.4	Randvoorwaarden voor toxicologisch onder- zoek	284
9.5	Aanbevelingen voor verder onderzoek	287
	Literatuur	288
10	REGENERATIE VAN AKTIEVE KOOL	291
10.1	Inleiding	291
10.2	Procesbeschrijving thermische reaktivatie	292
10.3	Beschrijving installatie	297

	blz.
10.4 Nuttig effect en kosten van de regeneratie	304
10.5 Aanbevelingen	305
Literatuur	306
11 TOEPASSINGSMOGELIJKHEDEN VOOR POEDER- VORMIGE AKTIEVE KOOL, CONVENTIONELE EN NIEUWE TECHNIEKEN	309
11.1 Inleiding	309
11.2 Adsorptie aan in een bassin gedoseerde poederkool	309
Invloed van mengenergie en mengtijd	
11.3 Adsorptie aan op een dragermateriaal ge- hechte poederkool in een filter	315
11.4 Adsorptie aan gevlokte poederkool in een gefluidiseerd bed	320
11.5 Regeneratie van poederkool	322
11.6 Aanbevelingen voor onderzoek	323
Literatuur	324
12 IONENWISSELAARS EN ALTERNATIEVE ADSORP- TIEMIDDELEN IN VERGELIJKING MET AKTIEVE KOOL	327
12.1 Inleiding	327
12.2 Het gebruik van ionenwisselaars	327
12.3 Het gebruik van alternatieve adsorptie middelen	335
12.4 Het gebruik van aluminiumoxyde, diatomeeënaarde en silica	338
12.5 Discussie	339
12.6 Aanbevelingen voor verder onderzoek	340
Literatuur	342
13 EVALUATIE	345
14 AANBEVELINGEN	357
14.1 Opsomming van alle in dit rapport ge- noemde aanbevelingen voor nader onderzoek	357
14.2 Prioriteitstelling	361

SUMMARY

Since 1971 the Dutch Waterworks and the testing and research institute of the Dutch waterworks, KIWA Ltd, have carried out investigations in the field of activated carbon filtration. These investigations were executed under the auspices of KIWA the studygroup "Activated Carbon".

This report, drafted by this studygroup gives a review of the state of the art on the use of activated carbon in drinking water preparation. This report contains the knowledge obtained in the years 1971-1981. The results are evaluated and recommendations are given for further investigations. According to the studygroup some of these recommendations need a high priority.

The available information is preceded by a contemplative chapter on the importance of activated carbon for drinking water preparation. Originally the only aim was the removal of taste and odour. Nowadays generally the main objective is the removal of toxic compounds, while the removal of compounds causing after growth is an important secondary aim. Besides removal of taste and odour remains important.

This changed objective has caused a shift from the use of powdered activated carbon to the use of granular activated carbon in filters. This change is important for the place where the carbon is used in the purification system. Powdered activated carbon is used prior to coagulation and/or sand filtration, while granular activated carbon filters generally are placed at the end of the purification system.

Besides some positive effects carbon filtration may have some negative aspects. There is the even-

tual elution of organic compounds and fine carbon particles.

The physical processes taking place during the adsorption on activated carbon are described on the base of the study of the kinetics of activated carbon filtration. Some mass transfer models are presented, which describe the physical reality only qualitatively. A large number of restrictions makes it difficult to predict a relation with the adsorption under practical conditions.

Nevertheless it is possible to get a qualitative impression from the influence of parameters such as bed length, velocity and contact time by carrying out a large amount of experiments. However pilot plant investigations will always be necessary to design a large scale plant.

Chapter 4 and 5 deal with testing methods for activated carbon and the selection of activated carbon based on adsorptive properties. Testing methods are necessary to control the conditions of delivery. There are some concept-prescriptions for sampling, sample treatment and for the determination of moisture, ash, apparent density and particle size distribution. These concept-prescriptions will be tested in an interlaboratory comparison. Besides prescriptions for the determination of the adsorption of organic compounds, headloss, abrasion, extractable compounds and metal load are being prepared.

When waterworks want to use activated carbon in practice they first have to make a choice between powdered and granular activated carbon. After that a selection must be made between several brands of carbon. However specifications for selection are lacking. The investigations carried out have not yet led to the development of a useful labora-

tory test. For this reason the selection is carried out by the waterworks by means of pilot plant investigations with the water to be purified.

It appears that no parameters and criteria are available to investigate the most important objective of granular activated carbon, being the removal of toxic compounds. There is a great need for these kind of tests. Because of the absence of these tests the selection is carried out based on the determination of parameters such as UV-extinction and TOC (total organic carbon). The experiments already carried out have resulted into some general trends. If these trends prove to be valid further investigations based on these parameters can be strongly reduced.

Chapter 6 deals with the place of activated carbon filtration in the purification system and the role of some variables such as bed length, linear velocity and contact time. All experiments were carried out at pilot plant scale. Activated carbon filtration must be preceded by sand filtration and in the case of surface water purification by coagulation as well. Besides ozonization may improve the quality of the effluent of carbon filters concerning the organic parameters studied.

For the removal of organic compounds the running time of the filter is hardly dependant on the linear velocity, but the oxygen demand increases strongly when the contact time is longer. In some cases the running time increases stronger than according to a linear relation as a function of the contact time. This can point to a large contribution of the biological activity to the removal of organic compounds. In some other cases this relationship proves to be linear. Then this contribution can be neglected.

Finally the removal of some specific compounds by activated carbon filtration is studied. It is found that trihalomethane-precursors are being poorly. TCE (trichloro-ethene) can be removed very efficiently.

Based on the results of the experiments described in chapter 5 and 6 six carbon filter installations have been designed and placed in The Netherlands. In the period 1982-1984 at least two more plants will start to apply carbon filtration. Based on the same objective, at present the removal of toxic compounds, the chosen conditions differ strongly.

The contact time varies between 9 to 54,5 min, the linear velocity between 1,1 to 30 m/h and the number of bedvolumes in a cycle between two regenerations varies from 14000 to 55000. This establishes the need for criteria for activated carbon filtration.

Carbon filtration is always preceded by rapid sand filtration. There is no unanimous opinion about backwashing. In all cases selection of the type of carbon is partly based on the removing properties for organic compounds measured as TOC. The loss of carbon by regeneration is about 5-12 %. One water-work finds a decline in running time of the carbon filter after regeneration. This is another reason for the need of testing methods.

In chapter 8 the biological processes in carbon filters are described. The available literature is ordered to obtain a better judgment of the relevance of biological processes in carbon filters.

First the influence of the method of determination and the influence of some process variables on the

plate counts after carbon filtration is discussed. Also the strong rise of the number of zooplankton organisms when surface water is carbon filtered is discussed. The reasons for this rise are not clear yet.

Except for the determination of biological counts the biological activity in carbon filters is also established by means of the oxygen consumption. Also in this case the influence of the already mentioned process variables is determined. A semi quantitative picture is given for the contribution of biological processes to the removal of organic compounds. This contribution may rise to values as high as 75 % depending on water type and running time of the filter.

In chapter 9 the great importance of the toxicological judgment of carbon filter effluents is explicated. Perhaps toxicity tests and mutagenicity tests (such as the Amestest) will lead to criteria for carbon filtration.

In an orientating investigation experiments are carried out with tadpoles and rainbow trouts as testing animals. From the experiments some qualitative conclusions can be drawn. The tests take a very long time and are not sensitive enough to judge the quality of purified water such as the filtrate of a carbon filter. Besides attention has been paid to the mutagenicity test of Ames. Carbon filters prove to remove mutagenic compounds for very long running times of the filter. The first results are very promising so a further development of the test is urgently needed.

Chapter 10 presents a literature review of the regeneration of activated carbon. A theoretical part about the processes taking place is followed by a description of the apparatus used. Also the

effectivity and the costs of regeneration are mentioned.

Finally the use of powdered activated carbon in a conventional way and in two processes recently published (the Haberer process and a process based on the use of flocculated powdered activated carbon) are presented. The Haberer process, in which a special brand of powdered carbon is used on a polystyrene carrier, appears to have some interesting possibilities.

As alternative adsorbents ion exchangers (for removal of humic substances) and carbonaceous adsorbents (for instance to remove trichloro-ethene) can be considered. Especially the use of carbonaceous adsorbents seems to be very interesting.

In an evaluation all relevant information is summarized and recommendations are given for further investigations.

The most important recommendations concern the evaluation of new fast mutagenicity and toxicity tests and development of criteria for activated carbon filtration. Also the introduction of testing methods is considered very important especially in the case of testing regenerated carbon.

SAMENVATTING

Sinds 1971 wordt bij de Nederlandse Waterleiding-bedrijven en het KIWA onderzoek verricht op het gebied van de toepassing van actieve kool voor de drinkwaterbereiding. Dit onderzoek is uitgevoerd onder auspiciën van de Werkgroep "Aktieve Kool" van het KIWA. Dit door de Werkgroep opgestelde rapport beoogt een overzicht te geven van de "stand van zaken bij de toepassing van actieve kool voor de drinkwaterbereiding in Nederland". In dit rapport is de in het tijdvak 1971-1981 verworven kennis weergegeven, zijn de verkregen resultaten geëvalueerd en zijn aanbevelingen voor verder onderzoek geformuleerd waarvan sommige naar de mening van de Werkgroep een hoge prioriteit hebben.

De beschikbare informatie wordt vooraf gegaan door een beschouwend hoofdstuk over het belang van actieve kool bij de bereiding van drinkwater. Oorspronkelijk gold als enige doelstelling voor koolgebruik de verwijdering van reuk- en smaakstoffen. Tegenwoordig is in het algemeen de belangrijkste doelstelling de verwijdering van toxische stoffen, terwijl verwijdering van nagroeigevende stoffen als belangrijke neven doelstelling wordt gezien. Daarnaast blijft de verwijdering van reuk en smaak van belang.

Deze veranderde doelstelling heeft er toe geleid dat er een verschuiving is opgetreden van het gebruik van poederkool naar de toepassing van korrelkool in filterinstallaties. Dit heeft ook consequenties voor de plaats van de actieve kooltoepassing in de zuivering. Poederkool wordt voor een coagulatie en/of filtratie toegepast, korrelkoolfilters worden meestal aan het eind van de zuivering geplaatst.

Naast het beoogde effect kan koolfiltratie ook enige negatieve aspecten hebben, zoals uitspoeling van organische stoffen en fijne deeltjes.

De fysische processen die bij de adsorptie aan actieve kool plaatsvinden zijn beschreven aan de hand van de studie van de kinetiek van koolfiltratie met modelwater. Er wordt een aantal stofoverdrachtsmodellen gepresenteerd, waarvan enkele alleen kwalitatief de fysische werkelijkheid weergeven, doch waarbij vanwege het grote aantal randvoorwaarden van het onderzoek de relatie met de adsorptie in de praktijk moeilijk te geven is.

Niettemin is het mogelijk aan de hand van een vrij groot aantal basisexperimenten een kwalitatieve indruk te verkrijgen van de invloed van ontwerpvariabelen van koolfilters zoals bedhoogte, filtratiesnelheid en contacttijd. Er blijft echter proefinstallatie-onderzoek met het te behandelen water noodzakelijk om tot een goed ontwerp van koolfilters te komen.

In hoofdstuk 4 en 5 worden keuringsmethoden voor actieve kool en selectie van kool op adsorptieve eigenschappen beschreven. Keuringsmethoden zijn nodig ter vaststelling en ter controle van de leveringscondities. Er zijn concept-voorschriften opgesteld voor monsternamen, monsterverdeling en behandeling en tevens voor de bepaling van vochtgehalte, asgehalte, schudgewicht en deeltjesgrootteverdeling. Deze concept-voorschriften zullen in een ringonderzoek worden getoetst. In bewerking zijn voorschriften voor het bepalen van de adsorptie van organische stoffen, bedweerstand, slijtage, extraheerbare stoffen en belading met metalen.

Wanneer waterleidingbedrijven kool toe willen passen moeten ze eerst een keuze maken tussen poeder-

en korrelkool. Daarna dient een selectie plaats te vinden tussen de verschillende koolsoorten. Specificaties voor een juiste selectie ontbreken echter. Het verrichte onderzoek heeft nog niet geleid tot de ontwikkeling van een geschikte laboratoriumtest. Om deze reden is het selectie-onderzoek uitgevoerd bij de bedrijven zelf op semi-technische schaal met het te behandelen water. Het blijkt dat voor de belangrijkste doelstelling voor het gebruik van actieve kool (de verwijdering van toxische stoffen) nagenoeg geen geschikte parameters en criteria beschikbaar zijn. Hieraan is grote behoefte.

Daar geschikte parameters ontbreken is het selectie-onderzoek verricht aan de hand van organische stofparameters zoals UV-extinctie en TOC. Het verrichte onderzoek bij verschillende bedrijven heeft geleid tot enige algemene tendenzen. Indien deze tendenzen algemeen geldig blijken te zijn kan het selectie-onderzoek voor wat betreft de genoemde organische stofparameters in de toekomst sterk beperkt worden.

Hoofdstuk 6 gaat in op de plaats van koolfiltratie in de zuivering en de rol van ontwerpvariabelen zoals bedhoogte, lineaire snelheid en contacttijd zoals deze op proefinstallatieschaal onderzocht zijn. Koolfiltratie dient in ieder geval te worden voorafgegaan door een zandfiltratie en bij oppervlaktewaterzuivering tevens door coagulatie. Ook ozonisatie kan een gunstige invloed hebben op het effluent van koolfilters voor wat betreft organische stofparameters.

Eveneens voor organische stofverwijdering geldt dat de looptijd nauwelijks afhangt van de filtratiesnelheid, het zuurstofverbruik neemt nauwelijks toe bij lagere snelheid en neemt sterk toe bij

langere contacttijd. In sommige gevallen neemt de looptijd als functie van de contacttijd sterker toe dan volgens een lineair verband, hetgeen kan duiden op een grote bijdrage van de biologische activiteit aan de verwijdering van organische stoffen. In andere gevallen is dit verband wel lineair en is deze bijdrage gering.

Voor enige specifieke verbindingen is de verwijdering door koelfiltratie bepaald, precursors voor trihalomethanen zijn matig, trichlooretheen is goed te verwijderen.

Gebaseerd op de resultaten van selectie- en proefinstallatie-onderzoek zijn in Nederland zes koelfilterinstallaties geplaatst. Na 1982 zullen nog twee bedrijven koelfiltratie gaan toepassen. Gebaseerd op dezelfde doelstelling (tegenwoordig in de eerste plaats verwijdering van toxische stoffen) blijken de gekozen procesomstandigheden sterk te verschillen.

De contacttijd varieert van 9 tot 54,5 min, de snelheid van 1,1 tot 30 m/h en het aantal bedvolumina per cyclus van 14.000 tot 55.000. Hieruit blijkt een grote behoefte aan criteria voor de toepassing van koelfiltratie. Koelfiltratie wordt in alle gevallen na een snelfiltratie toegepast. Over de spoeling van koelfilters bestaat geen eenduidige mening. De koolsoort is in alle gevallen mede gekozen aan de hand van de verwijderende eigenschappen voor organische stoffen gemeten als TOC.

De regeneratieverliezen bedragen 5-12 % waarbij één bedrijf een teruggang van de looptijd na reaktivatie constateert. Het gebruik van geregenereerde kool versterkt de behoefte aan de toepassing van keuringsmethoden.

In hoofdstuk 8 zijn de biologische processen in koolfilters beschreven. Getracht is in de literatuur voorhanden zijnde gegevens te rangschikken zodat nader inzicht in de betekenis van biologische processen in koolfilters wordt verkregen.

Allereerst is ingegaan op de invloed van de bepalingsmethode en de invloed van enige procesparameters op de hoogte van het koloniegetal na koelfiltratie.

Ook de sterke verhoging van het gehalte aan hogere organismen bij koelfiltratie van oppervlaktewater wordt behandeld.

Behalve aan de hand van koloniegetallen is de biologische aktiviteit in koolfilters ook vastgesteld aan de hand van het zuurstofverbruik. Ook hier is de invloed van bovengenoemde procesparameters bepaald. Er is een semi-kwantitatief beeld geschetst van de bijdrage van biologische processen aan de organische stofverwijdering. Deze kan afhankelijk van watertype en filterlooptijd oplopen tot circa 75 % van de totale verwijdering.

Van groot belang is de toxicologische beoordeling van effluënten van koolfilters. Wellicht kunnen toxiciteitstesten of mutageniteitstesten leiden tot criteria voor koelfiltratie.

Als oriënterend toxiciteitsonderzoek zijn experimenten met klauwpadden en forelleneieren uitgevoerd. Uit de proeven zijn enige kwalitatieve conclusies te trekken. De proeven zijn echter te langdurig en te weinig gevoelig voor de beoordeling van zuiveringsstappen zoals koelfiltratie.

Daarnaast is aandacht besteed aan de mutageniteitstest volgens Ames. Koolfilters blijken gedurende lange looptijden mutagene stoffen te verwijderen. De eerste resultaten zijn zeer hoopgevend zodat een verdere ontwikkeling van de test dringend gewenst is.

In hoofdstuk 10 wordt een literatuuroverzicht over de regeneratie van actieve kool gegeven. Na een theoretische beschouwing van de voorkomende processen wordt ingegaan op de gebruikte apparatuur. Ook het nuttig effect en de kosten van regeneratie worden behandeld.

Ten slotte wordt ingegaan op het gebruik van poederkool op conventionele wijze en op twee nieuwe toepassingsvormen van poederkool, het Habererproces en gevlokte poederkool. Het Habererproces waarbij een speciale poederkoolsoort op een dragermateriaal in een filter wordt toegepast lijkt enige interessante toepassingsmogelijkheden te bezitten.

Als alternatieve adsorptiemiddelen voor actieve kool komen ionenwisselaars (voor verwijdering van humusstoffen) en koolstofhoudende adsorbentia (b.v. voor verwijdering van trichlooretheen) in aanmerking. Vooral de toepassing van koolstofhoudende adsorptiemiddelen lijkt hoopgevend.

In een evaluatie wordt alle relevante informatie nogmaals kort samengevat en er worden aanbevelingen gedaan voor verder onderzoek. De belangrijkste aanbevelingen zijn gericht op de ontwikkeling van mutageniteits- en toxiciteitstesten om aan de hand daarvan criteria voor koolfiltratie te kunnen ontwikkelen. Ook de vaststelling van keuringsmethoden verdient grote aandacht mede in het kader van de beoordeling van geregenereerde kool.

1 INLEIDING

1.1 Verantwoording

Deze mededeling over de stand van zaken bij de toepassing van aktieve kool voor de drinkwaterbereiding in Nederland is opgesteld door de Werkgroep Aktieve Kool.

De samenstelling van de Werkgroep was tijdens het opstellen van de mededeling:

dr. J.J. Rook (voorzitter), Drinkwaterleiding van Rotterdam;

dr.ir. A.P. Meijers (secretaris tot 1-9-1980), N.V. Watertransportmij. Rijn-Kennemerland;

dr. J.C. Kruithof (secretaris na 1-9-1980), KIWA N.V.;

ir. J.G. den Blanken, Laboratorium Gezondheidstechniek TH Delft;

dr.ir. A. Graveland, Gemeentewaterleidingen Amsterdam;

ir. J. Hrubec, Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening;

ir. J.G. Janssens, Antwerpse Waterwerken N.V.;

ir. D. van der Kooij, KIWA N.V.;

dr.ir. G. Lettinga, Landbouwhogeschool Wageningen;

ing. R.Chr. v.d. Leer, KIWA N.V.;

drs. W.C. van Lier, Norit N.V.;

ir. J. van Puffelen, Duinwaterleiding van 's-Gravenhage;

drs. L.J. Schultink, Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland;

ing. J. Roelands, Gemeentelijk Energiebedrijf Dordrecht;

ir. P.A.N.M. Nuhn, N.V. Waterleidingmij. Noord-West-Brabant;

ing. A.D. Visser, Waterleidingmij. Overijssel N.V.
(tot 1-9-1980);

ir. P. Hiemstra, Waterleidingmij Overijssel N.V.
(na 1-9-1980).

Het rapport is opgebouwd uit bijdragen van:

ir. J. van Puffelen: Het belang van actieve kool;
drs. W.C. van Lier: De kinetiek van de koolfiltratie;

drs. L.J. Schultink: Keuringsmethoden voor actieve kool;

dr.ir. A.P. Meijers, ir. J.G.M.M. Smeenk,
ir. A.J. van der Veer en ing. J. Roelands: Selectie van actieve koolsoorten op adsorptieve eigenschappen;

drs. W.C. van Lier, drs. L.J. Schultink,
ing. E.A.M. van Soest, ir. A.J. van der Veer,
ing. J. Roelands en ing. A.D. Visser: Ervaringen met korrelkoolfilters op semi-technische schaal;

dr. J.C. Kruithof en ing. R.Chr. van der Leer: Ontwerp, bouw en bedrijven van koolfilters;

ir. D. van der Kooij: Biologische processen in koolfilters;

dr. J.C. Kruithof en dr.ir. A.P. Meijers: De toxicologische betekenis van effluenten van koolfilters;

ir. R.H.M. Bos: Regeneratie van actieve kool;

dr.ir. A.P. Meijers: Toepassingsmogelijkheden voor poedervormige actieve kool, conventionele en nieuwe technieken;

dr. J.C. Kruithof: Ionenwisselaars en alternatieve adsorptiemiddelen in vergelijking met actieve kool.

Alle bijdragen zijn geredigeerd door een redactiecommissie bestaande uit dr. J.C. Kruithof, ing. R.Chr. van der Leer, drs. W.C. van Lier,

dr.ir. A.P. Meijers, ir. J. van Puffelen en drs. L.J. Schultink. De bijdragen te zamen met de samenvatting, inleiding en evaluatie zijn door dr. J.C. Kruithof en ing. R.Chr. van der Leer in hun definitieve vorm vastgesteld.

1.2 Opzet van de mededeling

In deze mededeling betreffende de stand van zaken bij de toepassing van actieve kool voor de drinkwaterbereiding in Nederland wordt allereerst ingegaan op het belang van actieve kool. Hierbij worden de voor- en nadelen van actieve kool opgesomd en globaal tegen elkaar afgewogen in het licht van de doelstelling voor het gebruik.

Hierbij wordt ook ingegaan op de plaats van actieve kool in het totale zuiveringsproces.

Van de fysische processen die plaatsvinden bij adsorptie aan actieve kool wordt de kinetiek van de koolfiltratie nader besproken. Na de behandeling van een aantal stofoverdrachtsmodellen wordt een aantal ladingsgewijze experimenten beschreven met als doel hiermee de kinetiek van de adsorptie te beschrijven. Op basis hiervan is gepoogd de ladingsgewijze proeven te correleren met bij kolomproeven verkregen doorbraakcurven. Hierbij speelt een groot aantal ontwerpvariabelen een rol.

In de volgende hoofdstukken wordt de keuring van actieve kool en de selectie van actieve koolsoorten beschreven. Er wordt een eerste aantal keuringsvoorschriften voorgesteld om te komen tot een nauwkeurige opgave van enige kenmerken van actieve kool. Deze voorschriften zijn te gebruiken ter vaststelling van en ter controle op de leveringscondities.

Daarnaast wordt aandacht besteed aan de selectie van actieve koolsoorten, waarvoor door de fabrikant geen voor de selectie bruikbare specificaties worden gegeven. Er wordt ingegaan op de ontwikkeling van een laboratoriumtest voor korrelkool en vervolgens wordt een aantal onderzoeken voor het testen van korrelkool op proeffabriekschaal behandeld. Tenslotte worden laboratoriumproeven, experimenten op semi-technische schaal en vergelijkingsproeven in een praktijkinstallatie voor de selectie van poederkool beschreven.

Voorafgaand aan de bouw van één of meer koolfilters moeten de plaats van de koolfiltratie in de zuivering en een aantal technische en technologische ontwerpvariabelen worden bepaald. Hiertoe is in Nederland veel onderzoek verricht met behulp van proefinstallaties. Behandeld worden de plaats van koolfiltratie in de zuivering en de invloed van de lineaire snelheid, de contacttijd en de bedhoogte, bepaald door middel van organische stofverwijdering (gemeten als TOC-gehalte, UV-extinctie, specifieke componenten enz.).

Uitgaande van de geformuleerde doelstellingen en veelal gebaseerd op resultaten van onderzoek naar de selectie van actieve koolsoorten op adsorptieve eigenschappen en op resultaten van onderzoek op proeffabriekschaal zijn in Nederland negen koolfilterinstallaties ontworpen, waarvan er eind 1979 zeven in gebruik waren genomen. De beschikbare gegevens over ontwerp en bouw van deze installaties en voor de zeven zuiveringslokaties het bedrijven van de koolfilters zijn uitgebreid vermeld.

Hieropvolgend wordt ingegaan op de biologische processen in koolfilters en de toxicologische be-

oordeling van koolfiltereffluenten. Bij actieve koolfiltratie blijkt er zuurstof verbruikt te worden en kunnen sterk verhoogde koloniegetallen in het water voorkomen. Ook treedt na koolfiltratie een verhoging van het aantal hogere organismen op. Op dit gebied is veel onderzoek verricht zowel op proefinstallatie- als op praktijkschaal, waarbij de invloed van procesfactoren op de biologische activiteit veel aandacht krijgt. De verklaringen voor de geconstateerde processen lopen sterk uiteen. Er is getracht de beschikbare gegevens zodanig te ordenen, dat nader inzicht in de oorzaken en betekenis van biologische processen in koolfilters wordt verkregen.

De kwaliteit van koolfiltraten wordt gewoonlijk beoordeeld aan de hand van een aantal chemische parameters. Gezien de belangrijkste doelstelling van het gebruik van actieve kool is het wenselijk het effluent van koolfilters toxicologisch te kunnen beoordelen. Hiertoe worden toxiciteitsonderzoeken met behulp van klauwpadden en forellen-eieren beschreven. Ook wordt ingegaan op de Ames-test, die zich richt op het mutagene effect van in het water aanwezige stoffen. Tenslotte worden randvoorwaarden gegeven waaraan een toxicologisch onderzoek moet voldoen en de consequenties daarvan.

Als laatste onderwerp over het gebruik van korrelkool wordt regeneratie van actieve kool behandeld. Na een algemene inleiding wordt ingegaan op de processen die optreden bij de thermische reaktivatie en worden de installaties beschreven waarin deze regeneratie plaats kan vinden.

Daarna wordt aandacht besteed aan het gebruik van poedervormige actieve kool. Eerst wordt aandacht besteed aan de conventionele poederkooldosering,

waarbij het belang van de mengenergie en de mengtijd wordt beschreven. Daaropvolgend wordt ingegaan op een nieuwe techniek waarbij de adsorptie plaatsvindt aan op een dragermateriaal gehechte poederkool in een filter. Als laatste krijgt adsorptie aan gevlokte poederkool in een gefluïdiseerd bed enige aandacht.

Tenslotte wordt het gebruik van ionenwisselaars en alternatieve adsorptiemiddelen in vergelijking met actieve kool behandeld. De verwijdering van humusstoffen door ionenwisseling en de verwijdering van specifieke verbindingen (zoals trichlooretheen) door koolstofhoudende adsorbentia worden beschreven.

In een evaluatie worden alle belangrijke punten uit de hoofdstukken bijeengebracht en worden de zaken waarover nog informatie ontbreekt gesignaleerd. Hierop worden aanbevelingen voor nader onderzoek geformuleerd.

2 HET BELANG VAN AKTIEVE KOOL

2.1 Inleiding

Het belang van het gebruik van actieve kool bij de zuivering van oppervlakte- en grondwater tot drinkwater blijkt onder andere uit het grote aantal symposia en congressen, dat de laatste jaren over dit onderwerp is gehouden. Ook het aantal publikaties hierover is overstelpend met name in de Amerikaanse vakbladen. In The Journal of the American Waterworks Association (JAWWA) vinden naast wetenschappelijke publicaties regelmatig polemieken plaats, waarin de voor- en nadelen van het gebruik van actieve kool in filterinstallaties breed worden uitgemeten.

Hierbij worden niet zelden accenten geplaatst op grond van politieke en beleidsmatige uitgangspunten. In dit rapport is het niet de bedoeling op deze Amerikaanse problematiek in te gaan. Het is echter wel noodzakelijk om in dit kader enige woorden te wijden aan het belang van actieve kool onder Nederlandse omstandigheden. Hiertoe zullen voor- en nadelen worden opgesomd en enigermate worden gewogen in het licht van de doelstelling voor het gebruik. Tevens zal worden ingegaan op de plaats van actieve kool in het totale zuiveringsstelsel. Op een aantal van deze aspecten zal in de volgende hoofdstukken eveneens worden ingegaan. Een gedeeltelijke overlapping is hierbij niet geheel te vermijden. Het doel van dit hoofdstuk is de verschillende aspecten op een rij te zetten en enkele voorzichtige conclusies te trekken over het huidige en toekomstige belang van het gebruik van actieve kool.

2.2

De doelstelling voor het gebruik

Voor een goed begrip van de doelstelling voor het gebruik van actieve kool is het nodig in te gaan op de doelstelling van de zuivering als geheel. Het primaire doel is om van hygiënisch onbetrouwbaar water betrouwbaar drinkwater te maken. Tot voor ongeveer 20 jaar werd hygiëne vooral als bacteriologisch probleem gezien en vormde de desinfectie het hart van de zuivering. Desinfectie vindt meestal plaats door toevoeging van chloor aan het water en vooral in Nederland door natuurlijke processen bij infiltratie van oppervlaktewater in de bodem en bij langzame zandfiltratie. Onder andere door publikaties uit de Verenigde Staten over epidemiologische gevolgen van de aanwezigheid van sporen organische stoffen in het drinkwater van bijvoorbeeld New Orleans, als gevolg van onvolgende zuivering van Mississippiwater en door de vorming van trihalomethanen als gevolg van chloring, is een tweede aspect van de hygiënische betrouwbaarheid van drinkwater sterk aan het daglicht getreden. Dit betreft de aanwezigheid van (chronisch) toxische en mutagene stoffen in nagenoeg elk drinkwater. Het inschatten van de ernst van deze zaak voor de volksgezondheid veroorzaakt opvallende meningsverschillen ten aanzien van het belang van het gebruik van actieve kool. Actieve kool is naar algemene opvatting het best toepasbare middel voor de verwijdering van de organische microverontreinigingen, die deze toxiciteit en mutageniteit van het water veroorzaken. Om welke voor de gezondheid schadelijke stoffen het hierbij precies gaat is op een enkele uitzondering na onbekend. Hoewel actieve kool het meest gebruikte middel is, kunnen ook andere adsorptie-

middelen van belang zijn, zoals in hoofdstuk 12 wordt beschreven. Ook ozon wordt door sommige onderzoekers als alternatief gezien.

Door de wettelijke eis kwalitatief betrouwbaar drinkwater te leveren is momenteel het verwijderen van toxische en mutagene stoffen de meest belangrijke doelstelling voor het gebruik van actieve koelfilters.

Bij de praktische realisering van deze doelstelling stuit men echter op grote problemen, omdat een goede meetmethode om op redelijk snelle wijze de toxiciteit vast te stellen ontbreekt. Voor de bepaling van de mutageniteit lijkt de Ames-test goede perspectieven te bieden. Ontwikkeling en onderzoek naar de bepaling van toxiciteit en mutageniteit is gaande, zoals in hoofdstuk 9 wordt beschreven.

Tevens is het mogelijk bepaalde groepen van organische microverontreinigingen met een mogelijk aandeel in de toxiciteit analytisch-chemisch te bepalen en deze te gebruiken voor de doelstelling door een bepaalde norm te hanteren.

In tabel 2.1 wordt een aantal van deze groepen genoemd tezamen met meetmethodiek, norm en normsteller. Deze tabel is ontleend aan Meijers (lit. 2.1), zij het met enige aanvullingen en wijzigingen. In de tabel zijn tevens andere doelstellingen summier aangegeven. In totaal worden er zes onderscheiden, maar het zal duidelijk zijn dat er diverse overlappingen zijn en dat met name de doelstelling voor het verlagen van het totale organische stofgehalte wordt gebruikt om andere doelstellingen te bereiken. In de praktijk gaat het bijna altijd om combinaties van doelstellingen. Niet in de tabel vermeld is de doelstelling voor de toepassing van

aktieve kool om een "piekvervuiling" van een toxische stof tegen te gaan. Een extreem hoge concentratie van een bepaalde stof zou zelfs acuut toxisch kunnen zijn of/en zuiveringssystemen volledig kunnen ontregelen. Aktieve kool wordt gebruikt als middel om de gevolgen van dergelijke calamiteiten op te heffen. In Nederland worden in de meeste gevallen "pieken" afgevlakt door de voorraadvorming en wordt zo nodig het innemen van water gestaakt bij "piekvervuilingen" van de bron. Deze doelstelling is daarom niet opgenomen, hetgeen nog niet wil zeggen dat ze in het geheel geen rol kan spelen.

Uit doelstelling en normstelling voor drinkwater behoren de criteria voor contact- en looptijden bij koolfiltratie te volgen. Voor het bereiken van die doelstellingen waarbij poederkool geschikt is, zou de grootte van de poederkooldosering af te leiden moeten zijn uit de doel- en normstelling voor drinkwater.

Voor gebruik van aktieve kool in de Nederlandse praktijk gold tot voor 10 jaar als enige doelstelling de verwijdering van reuk- en smaakstoffen. De bijbehorende meetmethode is duidelijk zij het meettechnisch slecht definieerbaar en moeilijk uitvoerbaar. Poederkooldoseringen worden als afdoende beschouwd bij Gemeentewaterleidingen (GW), de Drinkwaterleiding van Rotterdam (DWL), de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage en het Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland (PWN).

Deze historische doelstelling wordt nog steeds gehanteerd, maar met de geringere belasting sinds ongeveer 1970 van Rijn en Maas met reuk- en smaakstoffen is ze wat naar het tweede plan gedrongen. In die jaren zijn ook de analyse-methodieken sterk verbeterd en uitgebreid, waardoor vele organische microverontreinigingen in oppervlaktewater en

Tabel 2.1

Doelstellingen voor het gebruik van actieve kool

Doelstelling	Meetmethodiek	aanbeveling voor drinkwater	Normsteller
1. Verwijdering mutagene en toxische stoffen			
a. Integrale toxiciteit en mutageniteit	Amestesten en andere testen	onbekend	-
b. Groepen organische microverontreinigingen			
1. Chloorhoudende pesticiden	Gaschromatografie	0,5 µg/l	EG
2. Polycyclische aromaten	Dunne laagchromatografie	0,2 µg/l	EG
	Hogedruk-vloeistofchromatografie		
3. Fenolen als fenolindex	Colorimetrie	0,5 µg/l	EG
4. Extraheerbare chloorhoudende stoffen	EOCl *	1 µg/l	EG
5. Adsorbeerbare chloorhoudende stoffen	AOC1 *	-	-
6. Trihalomethanen (THM)	Gaschromatografie	100 µg/l 70 µg/l	EPA VEWIN
7. vluchtige chloorhoudende stoffen	VOC1 *	-	-
c. Individuele potentieel toxische stoffen	-	1 µg/l	VEWIN
2. <u>Verwijdering reuk- en smaakstoffen</u>	Panel van personen	Afwezig	VEWIN
3. <u>Verwijdering nagroei- gevende stoffen</u>	AOC+		
	Bacteriologie	onbekend	-
4. <u>Verwijdering precursors voor THM</u>	Potentiële THM-vorming gaschromatografie	onbekend	-
5. <u>Verlaging totaal-organische stofgehalte</u>	TOC	5 mg/l	VEWIN
	UV-extinctie	-	-
	KMnO ₄ -verbruik	8 mg/l	VEWIN
	kleur	10 mg Pt/l	VEWIN
6. <u>Verwijdering andere stoffen bijvoorbeeld chloor- en ozonresten</u>	-	-	-

EG: richtlijn voor drinkwater van 8 december 1978;
van kracht sinds 1 juli 1980.

EPA: Environmental Protection Agency.

VEWIN: voorlopig ontwerp van aanbevelingen 1979;

THM 0,55 μmol , uitgedrukt in chloroform

* EOC1, AOC1 en VOC1 respectievelijk extraheerbaar, adsorbeerbaar en vluchtig organo-chloorgehalte bepaald met microcoulometrische titratie.

+ AOC assimileerbaar organische koolstof volgens een bacteriologische meetmethode.

drinkwater konden worden aangetoond. Daarom staat nu de verwijdering van de chronische toxiciteit veroorzaakt door deels onbekende organische microverontreinigingen voorop en wordt de verwijdering van nagroeigevende stoffen als belangrijke neven-doelstelling gezien. Er zijn sterke aanwijzingen dat voor de verwijdering van de chronische toxiciteit en mutageniteit poederkool bij de huidige wijze van toepassing onvoldoende werking heeft. Daarom is het gebruik van actieve kool in de korrelvorm of als poederkool op een dragermateriaal (zie hoofdstuk 11) in een filterinstallatie noodzakelijk.

Vanuit deze doelstellingen zijn de nieuwe koolfilterinstallaties te Andijk, Zeist, Hilversum, Zevenbergen en Kralingen ontworpen, gebouwd en in bedrijf genomen (zie hoofdstuk 7). Bij meer bedrijven is onderzoek uitgevoerd of nog gaande zoals in volgende hoofdstukken wordt beschreven. Zonder te overdrijven kan worden gesteld dat nagenoeg alle bedrijven, die uitgaande van oppervlaktewater drinkwater moeten produceren, in principe overwegen of overwogen hebben korrelkoolfilters te plaatsen, ook als er reeds een poederkooldosering aanwezig is.

Ook de grondwaterbedrijven met specifieke problemen, en dat worden er steeds meer, kunnen hierbij gerekend worden. In principiële zin kan het belang van het gebruik van actieve koolfilters binnen de doelstelling van de zuivering niet gemakkelijk worden overschat. Iedereen is het er over eens dat een potentiële chronische toxiciteit en mutageniteit moet worden verwijderd. In praktische zin kan het belang wel overschat worden, omdat het lang niet zeker is of en in welke mate dit gevaar optreedt en of het gebruik van actieve kool inderdaad de gewenste veiligheid daartegen biedt.

Veel onderzoek blijft daarom nodig op analytisch, chemisch en toxicologisch gebied.

2.3

De plaats in de zuivering

De plaats van de actieve kool-toepassing in de zuivering hangt af van de gehanteerde doelstelling en van een aantal praktische redenen.

Poederkooldoseringen ter verwijdering van reuk- en smaakstoffen moeten daar geschieden waar een goede verwijdering van het poeder uit het water mogelijk is. Dus bijvoorbeeld voor snelfilters of voor een coagulatieproces. Dit betekent meestal nogal aan het begin van het gehele proces. Voor de verwijdering van reuk- en smaakstoffen is het in de praktijk niet bezwaarlijk gebleken, dat de concurrerende adsorptie van vele andere stoffen daar het grootst is. Of dit voor de verwijdering van chronisch toxische en mutagene stoffen ook geldt, is zeer de vraag.

In elk geval kan dit één van de argumenten zijn om korrelkoolfilters daar in het zuiveringssysteem te plaatsen waar reeds zoveel mogelijk organische stoffen door andere processen zijn verwijderd. Dit betekent zoveel mogelijk aan het eind van de zuivering.

Een ander argument daarvoor is, dat actieve koolfilters bij voorkeur zo min mogelijk met zwevende stoffen uit het water moeten worden belast. Koolfilters dienen niet tegelijk als snelfilters te worden gebruikt. Deze regel wordt in de praktijk overtreden door het filterzand in de snelfilters te vervangen door korrelkool. Als tijdelijke c.q. noodmaatregel is een dergelijke werkwijze uiteraard uitstekend, maar als blijvende oplossing toch minder aan te bevelen. Door de aanvoer van zwevende stof moeten de koolfilters veel frequenter wor-

den teruggespoeld en bij regeneratie kan de afzetting van ijzerhoudende produkten de adsorptieve kwaliteit van de kool nadelig beïnvloeden (zie hoofdstuk 10).

Indien niet regenereerbare korrelkool wordt gebruikt is dit bezwaar minder groot. Een voorbeeld daarvan is het aanbrengen van een laagje korrelkool op de langzame zandfilters van de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage. Bezwaren van deze wijze van werken zijn:

- a. Het opbrengen en ook het verwijderen over een groot oppervlak (22.000 m²) van een dunne laag kool is arbeidsintensief en moeilijk. Na het verwijderen bevat de kool veel zand.
- b. De kool wordt inefficiënt gebruikt, omdat de adsorptie niet onder optimale condities van contacttijd en filtratiesnelheid verloopt. Het koolverbruik was bij de Duinwaterleiding ongeveer 40 mg/l.

Het laatste bezwaar geldt ook indien korrelkool in bestaande filtratieinstallaties wordt gebracht in plaats van zand. De installatie is niet optimaal ontworpen voor adsorptie aan korrelkool. Een nadeel van plaatsing van korrelkoolfilters aan het eind van de zuivering kan zijn dat het filtraat van koolfilters bacteriologisch niet altijd aan de huidige aanbevelingen voldoet en soms te veel hogere organismen bevat. Om deze reden wordt bij PWN te Andijk, bij de DWL te Kralingen en bij de Waterleidingmaatschappij Noord-West-Brabant (WNWB) te Zevenbergen in het bedrijf een nadesinfectie toegepast.

De principiële vraag is in discussie of een nadesinfectie wel nodig is, gezien het wellicht onschuldige karakter van de bacteriën, die verantwoordelijk zijn voor overschrijding van de aanbe-

volen norm.

Indien het aantal hogere organismen te hoog wordt kan als nabehandeling een microzeving worden ingeschakeld zoals te Andijk is geschied.

Wat betreft de zuiveringstrappen voor de korrelkoolfiltratie kan worden verwezen naar hoofdstuk 6 over de ervaringen met de proefinstallaties. Met name bij de proeven van de Waterleidingmaatschappij Overijssel (WMO) te Zwolle, van GW te Leiduin en van het PWN te Andijk zijn verschillende systemen onderzocht met diverse zuiveringsprocessen vóór de koolfiltratie.

Voorafgaande aan de combinatie ozon-kooladsorptie heeft, onder andere als gevolg van positieve Duitse publicaties, veel aandacht gekregen. De conclusies uit die onderzoeken zijn veelal niet gelijklopend. Een positief effect van ozon voorafgaande aan kooladsorptie ten aanzien van de doelstelling "de verwijdering van chronisch toxische stoffen" kan onder andere vanwege het ontbreken van goede meetmethodieken niet worden aangetoond. Een gunstig effect ten aanzien van de verlaging van de UV-extinctie en het KMnO_4 -getal en de looptijd tussen regeneraties van de korrelkool kan soms wel, maar niet altijd worden aangetoond. Een ozondosering kan de biologische activiteit van een koolfilter versterken vooral in de zomerperiode. Een eenduidige voorkeur voor een "ozon-kool"-combinatie kan niet worden uitgesproken. Er zal tevens moeten worden onderzocht of een verlenging van de looptijd op grond van UV-extinctie of KMnO_4 -verbruik een eventueel primaire doelstelling ten aanzien van de veiligheid tegen doorslag van toxische stoffen in gevaar kan brengen. De parameters UV-extinctie en KMnO_4 -verbruik zijn zoals gezegd van geen belang in het licht van de belangrijkste doelstelling voor het gebruik van actieve kool.

Samenvattend kan worden gezegd, dat korrelkoolfilters bij voorkeur aan het eind van de zuivering dienen te worden geplaatst. Dit is geen absolute noodzaak, maar bevordert wel een goed en efficiënt gebruik van de actieve kool in het licht van de huidige doelstellingen. Het te behandelen water dient zo weinig mogelijk zwevende stof en storende organische componenten (fulvinezuren, ligninesulfonzuren) te bevatten.

Met name een coagulatie, die tevens gericht is op verwijdering van die storende organische componenten en een snelfiltratie dienen in het geval van oppervlaktewater vooraf te gaan aan de korrelkooladsorptie.

In de meeste gevallen wordt een nadesinfectie van het koolfiltraat toegepast. Eventueel kunnen ook hogere organismen met behulp van microzeven worden verwijderd.

2.4 Eventueel negatieve aspecten

Op een aantal plaatsen in de literatuur wordt gewezen op eventueel aanwezige negatieve aspecten van actieve koolfiltratie. Deze zijn in biologische en chemische aspecten te onderscheiden.

Een gevolg van de sterke biologische activiteit in koolfilters kan zijn dat schadelijke stoffen worden geproduceerd. Een bekend voorbeeld is de vorming van nitrosamines (lit. 2.2), die kankerverwekkend zijn (lit. 2.3). Of en in welke mate nitrosamines in koolfiltraten aanwezig zijn is onbekend en zou een punt van onderzoek moeten zijn.

Een geheel ander voorbeeld is de verhoging van het gehalte aan endotoxinen na koolfiltratie (lit. 2.4). Door onderzoek in de Verenigde Staten (EPA) is dit verschijnsel echter niet bevestigd (2.5.).

Als negatief chemisch aspect kan de uitspoeling van verontreinigingen uit verse kool worden genoemd.

Uit onderzoek is gebleken dat de uitspoeling van zware metalen (lit. 2.6) en polycyclische aromaten (lit. 2.7) uit verse kool verwaarloosbaar is.

In enkele gevallen is aangetoond, onder andere door het RID bij de proeven te Leiduin met de voorzuivering van WRK-water voor infiltratie in ketels gevuld met Veluwe-zand, dat korrelkool voortdurend fijn zwart stof blijft afgeven.

Bij het plaatsen van koolfilters aan het eind van de zuivering zal dit effect niet altijd worden onderkend, tenzij het koolfiltraat voortdurend hierop wordt onderzocht. Het vormt een punt van nader onderzoek.

Tenslotte moet de mogelijkheid worden vermeld van het ontstaan van ongewenste stoffen die via chemische reacties op het grote oppervlak van actieve kool worden gevormd. De katalytische werking van actieve kool hierbij wordt erkend, maar het belang van deze reacties is onduidelijk. Als voorbeeld wordt onder andere vermeld de vorming van butyldisulfide uit butylmercaptaan door actieve oxiden op het oppervlak van de kool (lit. 2.8).

Samenvattend kan worden gesteld, dat het aantal mogelijke, negatieve aspecten van de toepassing van actieve kool niet erg groot lijkt te zijn. Toch is op een aantal punten onderzoek wenselijk om meer duidelijkheid te verschaffen. Dit betreft onder andere de uitspoeling van organische stoffen en van zeer fijne actieve kooldeeltjes.

2.5

Discussie

De Amerikaanse National Academy of Science heeft recent ook een overzicht van de stand van zaken

gegeven met betrekking tot het gebruik van actieve kool (lit. 2.9). De nadruk lag daarbij meer op de wetenschappelijke dan op de direct praktische kant van de toepassing. Veel informatie over individuele componenten wordt in het rapport gegeven. Een van de eindconclusies kan als belangrijk voordeel van actieve kool worden gezien.

Ze luidt: "Goed bedreven korrelkoolfilters kunnen organische stoffen, die in de bronnen voor de drinkwatervoorziening voorkomen en die aantoonbaar kankerverwekkend, of toxisch bij dierproeven of toxisch bij epidemiologische studies zijn, verwijderen of sterk in concentratie verlagen. Gezien het karakter van de adsorptie-techniek mag worden verwacht dat dit ook geldt voor andere stoffen van onbekende aard en karakter".

Het voordeel van actieve kool is dat een dergelijk zuiveringseffect wordt verkregen zonder gebruik te maken van chemicaliën, die bijna altijd ongewenste nevenprodukten kunnen geven en/of verontreinigd zijn. Het zwakke punt van actieve kool ligt in de woorden "goed bedreven" besloten. Hoewel de laatste jaren door onderzoek de kennis en het inzicht voor een goede bedrijfsvoering van koolfilters sterk zijn toegenomen, waardoor bij nieuwe installaties grote verbeteringen zijn ingevoerd, moet toch worden gesteld dat ten aanzien van essentiële aspecten belangrijke tekortkomingen bestaan, die als nadeel kunnen worden aangegeven.

Onvoldoende bekend is:

- a. in welke mate chronische toxiciteit en mutageniteit van drinkwater optreedt,
- b. of actieve koolfilters chronisch toxische en mutagene stoffen verwijderen,
- c. welke meetmethoden moeten worden gebruikt om a en b vast te stellen,
- d. als een meetmethode wordt gekozen welke crite-

- ria moeten worden aangelegd om moment van regeneratie c.q. vervanging vast te stellen,
- e. in welke mate door variaties in aard en hoeveelheid van de organische stoffen in het water voor de koolfiltratie verdringing, doorslag en desorptie van schadelijke stoffen optreden.

De verbeteringen van de laatste tijd betreffen onder andere de grotere kennis over de invloed van contacttijd, filtratiesnelheid en bedlengte op de verwijdering van organische stoffen gemeten als TOC, UV-extinctie en KMnO_4 -getal.

Hierdoor kan onder andere de bedlengte beter worden gekozen, filtereenheden in serie worden geplaatst en in de tijd na elkaar in bedrijf worden genomen. De tijd tussen regeneraties dient niet te lang te zijn. Dit laatste punt vooral is afwijkend van de in Duitsland door Sontheimer ontwikkelde visie, waar men op grond van een zogenaamde biologische regeneratie meent zeer lange looptijden te kunnen verkrijgen vooral gelet op de UV-extinctie van het water. In hoofdstuk 8 wordt erop gewezen, dat ondanks de geïntensiveerde biologie op het kooloppervlak biologische regeneratie toch zeer twijfelachtig is. Heeft men als doelstelling de verwijdering van nagroei-veroorzakende stoffen dan zal men de geïntensiveerde biologische afbraak als voordeel willen zien. Zo niet dan kunnen de (potentieel) negatieve aspecten de overhand hebben en kan het als nadeel worden gezien. Voor- en nadelen van het gebruik van actieve kool liggen dus niet zwart-wit, maar zijn sterk afhankelijk van de gekozen doelstelling, van de waterkwaliteit en van de beschikbare kennis over de juiste wijze van gebruik.

Literatuur

- 2.1 Meijers, A.P..
Ontwikkeling van criteria voor contact- en looptijden bij koolfiltratie. H₂O.
- 2.2 Ayanaba, A., Verstraete, W. and Alexander, M.,
Possible microbiol contribution to nitrosamine formation in sewage and soil.
J. Nat. Cancer Inst. 50 (1973), 811-813
- 2.3 Lijinsky, W..
How nitrosamines cause cancer.
New Scientist, (1977), 216-217.
- 2.4 Jorgensen et al.
Appl. Environmental Microbiology 32 (1976), 347-351.
- 2.5 Epa "Interim Treatment Guide for controlling organic contaminants in drinking water using granular activated carbon" (1978).
Fed. Reg. 43, no. 28, 5756-5780.
- 2.6 EPA "Operational aspects of granular activated carbon (GAC) treatment" (1978).
- 2.7 Borneff, J..
Elimination for carcinogens by active carbon. Proceedings of the sept. 1978. ACS Symposium, Miami Beach. Ann Arbor Science Publ. (in press 1980).
- 2.8 Ishizaki, C. and Cookson, J.T..
Influence of surface oxides on adsorption and catalysis with activated carbon, Chapter 10 uit "Chemistry of Water Supply, Treatment and

Distribution" van Rubin, A.J..

2.9 Suffet, I.H..

An evaluation of activated carbon for drinking water treatment.

A national academy of science report. Journ. AWWA, 72, (1980), 41-50

3 DE KINETIEK VAN DE KOOLFILTRATIE

3.1 Inleiding

De effectiviteit van de koolfiltratie wordt bepaald door de adsorptiecapaciteit en de adsorptiesnelheid. De diverse basisbegrippen, zoals adsorptieisotherm en adsorptiesnelheid worden bekend verondersteld. In theorie maakt de adsorptieisotherm het mogelijk om de minimale kooldosis, nodig om een bepaald zuiverend effect te verkrijgen, te berekenen. In de praktijk is de benodigde dosis echter altijd hoger daar de adsorptiesnelheid een eindige waarde bezit en concurrentie optreedt met andere te adsorberen stoffen.

De adsorptiesnelheid hangt op zeer gecompliceerde wijze af van een hele reeks factoren namelijk:

- soort en concentratie van het adsorbaat;
- het kooltype (deeltjesgrootte en -vorm, poriënstructuur en aard van het oppervlak);
- contacttijd;
- temperatuur en pH.

Voor korrelkoolfiltratie komen hier de volgende factoren bij:

- bedhoogte;
- schijnbare filtratiesnelheid;
- schijnbare contacttijd.

Hoe moeilijk het probleem van de juiste keuze van de bovenstaande ontwerpvariabelen is, kan aan de hand van een tweetal voorbeelden gedemonstreerd worden. Bij afname van de deeltjesgrootte van de kool neemt de adsorptiesnelheid toe en daarmee de effectiviteit van het koolverbruik. Hier staat tegenover dat de weerstand van de koolkolom (dus de pompkosten) en de terugspoelfrequentie (dus de hoeveelheid terugspoelwater) beide toenemen. Bij toename van de aktivatiegraad van de kool, dat wil

zeggen van het volume aan micro-en overgangsporiën neemt de adsorptiesnelheid toe, terwijl daar tegenover staat dat de adsorptiecapaciteit op volumebasis voor "kleine" moleculen al vrij snel een maximum passeert, dat voor grotere moleculen bij een hogere aktivatiegraad ligt. Deze twee voorbeelden demonstrieren duidelijk dat er elkaar tegenwerkende effecten in het spel zijn, zodat er voor een in economisch opzicht optimale keuze van de ontwerpvariabelen op nogal gecompliceerde wijze geselecteerd moet worden.

Er is nog relatief weinig kwantitatief inzicht in de rol van bovengenoemde factoren. Het is derhalve zinvol geacht om een modelonderzoek uit te voeren omtrent de invloed van een aantal variabelen op de adsorptiesnelheid. Hierbij zijn de volgende metingen uitgevoerd:

- bepaling van de adsorptiesnelheid in ladingsgewijze proeven en in kolomproeven;
- meting van adsorptieisothermen en
- definitie en bepaling van de deeltjesgrootte van de kool.

Het is de bedoeling om, uitgaande van een aantal ladingsgewijze proeven, de kinetiek van actieve kooladsorptie te beschrijven. Op basis hiervan wordt dan gepoogd om de bij de kolomproeven gevonden doorbraakcurven te correleren met de ladingsgewijze proeven. Uiteraard wordt de rol van een groot aantal mogelijke ontwerpvariabelen in de beschouwing betrokken. In het vervolg zouden dan doorbraakcurven voorspeld kunnen worden met behulp van ladingsgewijze proeven. Het grote voordeel van deze methode is dat een ladingsgewijze proef veel simpeler is uit te voeren en van veel kortere duur is dan een kolomproef.

Bij de in dit hoofdstuk beschreven experimenten moeten duidelijk een tweetal beperkingen worden

genoemd namelijk:

- er wordt gewerkt met systemen die slechts één adsorbeerbare component bevatten;
- er worden alleen systemen beschouwd waar fysische adsorptie optreedt dat wil zeggen biologische afbraakprocessen en chemische reacties aan het kooloppervlak worden zo veel mogelijk vermeden.

Beide restricties worden opgelegd door het feit dat beschrijving van het proces van de adsorptie met deze beperkingen reeds een uitermate gecompliceerde zaak is.

3.2

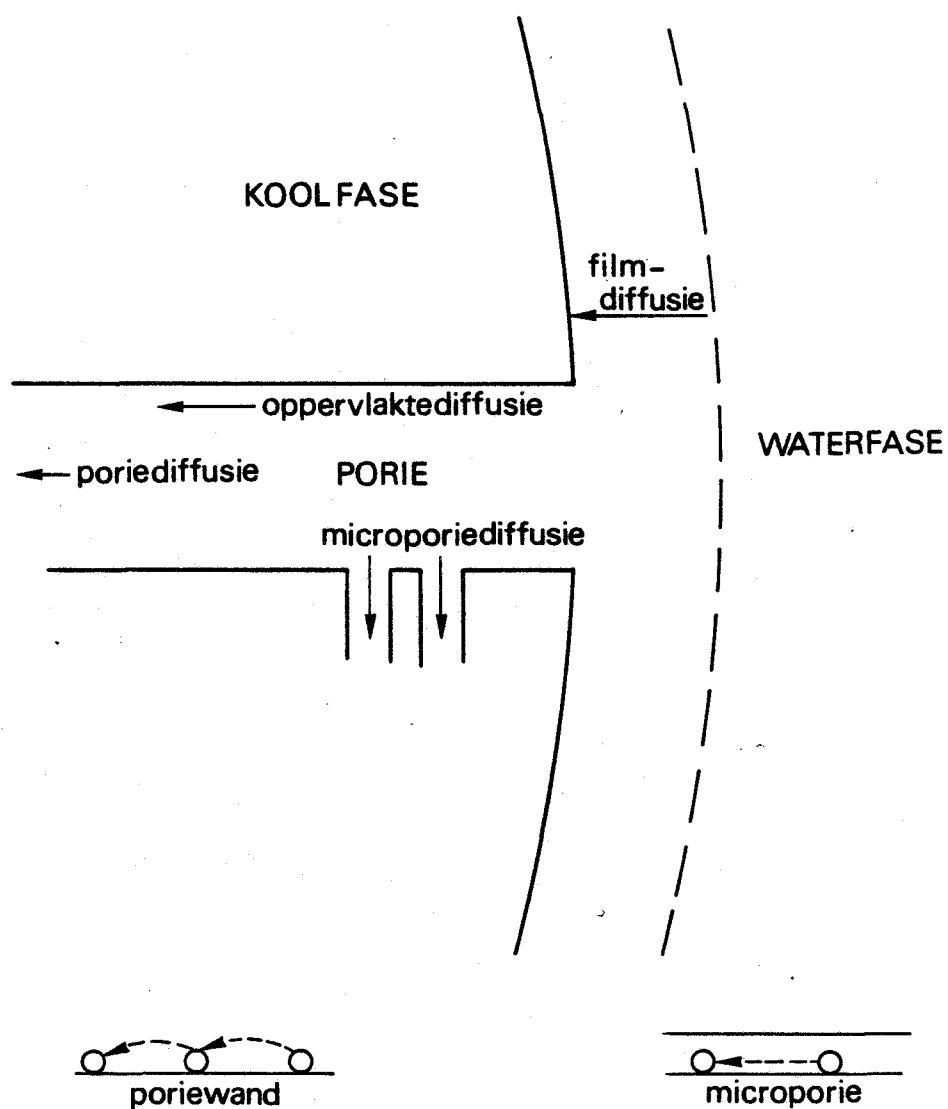
Theorie van film- en poriëndiffusie

Voor een goed begrip van de resultaten van het tot nu toe uitgevoerde onderzoek is inzicht in de theoretische basis van het probleem noodzakelijk. Aangenomen wordt dat bij het transport van de te adsorberen component vanuit de waterfase naar het inwendige van de kool een aantal deelmechanismen een rol kunnen spelen. Deze deelmechanismen zijn (zie fig. 3.1):

- externe diffusie;
- poriëndiffusie;
- oppervlakediffusie;
- microporiëndiffusie.

Bij de externe diffusie vindt transport plaats vanuit de vloeistof tussen de deeltjes naar het buitenoppervlak van de kooldeeltjes. Aangenomen wordt dat de weerstand tegen stofoverdracht gelokaliseerd is in een dunne stationaire vloeistoffilm rond de deeltjes en bepaald wordt door de stofoverdrachtscoëfficiënt k .

Poriëndiffusie is een proces waarbij het adsorbaat de (macro)poriën van het kooldeeltje binnendringt zonder optreden van interactie met de poriewand,



12023 01 41

Fig. 3.1: Diverse transportmechanismen bij de adsorptie aan actieve kooldeeltjes.

met uitzondering van adsorptie.

Oppervlakediffusie speelt zich af aan de wanden van de macroporiën. Reeds geadsorbeerd materiaal schuift hierbij langs de wand het deeltje binnen. Microporiëndiffusie is een transportproces dat zich afspeelt in de kleine poriën waarbij interactie optreedt met meerdere wanden.

In tabel 3.1 wordt een serie mogelijke stofoverdrachtsmodellen vermeld.

Tabel 3.1 - Mogelijke stofoverdrachtsmodellen

	Stofoverdracht bepaald door			
	k	D_p	D_{opp}	D_m
A. Alleen poriëndiffusie		x		
B. Alleen oppervlakediffusie			x	
C. Alleen filmdiffusie	x			
D. Film- en poriëndiffusie	x	x		
E. Poriën- en oppervlakediffusie		x	x	
F. Film- en oppervlakediffusie	x		x	
G. Film- en poriëndiffusie naast film- en oppervlakediffusie	x	x	x	
H. Film-, poriën- en microporiën- diffusie	x	x		x

Hierin is k de stofoverdrachtscoëfficiënt, D_p de diffusiecoëfficiënt in de poriën, D_{opp} de oppervlakediffusiecoëfficiënt en D_m de diffusiecoëfficiënt in de microporiën.

Bij de modellen A, B en C wordt de snelheid van het adsorptieproces slechts door één deelmechanisme bepaald, bij de modellen D, E en F spelen twee deelmechanismen een rol, terwijl drie deelmechanismen de adsorptiesnelheid bepalen bij de modellen G en H.

Bij de aannamen die reeds gemaakt zijn in paragraaf 3.1 worden nog een aantal veronderstellingen

gevoegd namelijk:

1. de kooldeeltjes zijn bolvormig en isotroop;
2. het adsorptie-evenwicht wordt beschreven door een Freundlich isotherm;
3. op lokaal niveau heerst adsorptie-evenwicht;
4. de snelheid van het eigenlijke adsorptieproces is veel hoger dan die van de transportprocessen;
5. de diffusiecoëfficiënten zijn onafhankelijk van de concentratie;
6. het gehele proces verloopt isotherm;
7. longitudinale diffusie- en axiale dispersie-effecten zijn te verwaarlozen (alleen van toepassing op kolomprocessen).

De onder 2. en 6. gemaakte aannamen zijn exact, die onder 3, 4, 5 en 7 zijn redelijk, terwijl de veronderstellingen onder punt 1. dubieus zijn. Helaas moeten beide veronderstellingen toch gemaakt worden daar het anders onmogelijk is om het fysische model mathematisch te beschrijven.

Op grond van deze veronderstellingen is het mogelijk om voor elk van de stofoverdrachtsmodellen een wiskundig model op te stellen dat het stofoverdrachtsproces beschrijft. Voor de mathematiek van de stofoverdrachtsmodellen wordt verwezen naar literatuur 3.1 t/m 3.4.

In tabel 3.2 wordt bij wijze van illustratie het stelsel vergelijkingen voor model D bij ladingsgewijze proeven weergegeven.

Tabel 3.2 - Stelsel van vergelijkingen en randvoorwaarden voor model D, film- en poriediffusie in serie

Massabalans over bolschil kooldeeltje

$$a_1 \frac{\partial c_i^n}{\partial \tau} \Big|_x = \frac{1}{x^2} \frac{\partial}{\partial x} \left(x^2 \frac{\partial c_i}{\partial x} \right) \Big|_\tau$$

Massabalans over gehele systeem

$$\frac{dc_w}{d\tau} = -a_2 \frac{\partial c_i}{\partial x} \Big|_{\tau, x=1}$$

Begin- en randvoorwaarden

voor $\tau = 0$ is $c_u = 1$

voor $\tau = 0$ en $0 < x < 1$ is $c_i = 0$

voor $\tau > 0$ en $x = 1$ is $\frac{\partial c_i}{\partial x} = \frac{kr}{D_p}(c_u - c_i)$

voor $\tau > 0$ en $x = 0$ is $\frac{\partial c_i}{\partial x} = 0$

a_1, a_2	dimensieloze parameters, afhankelijk van kooldosis, vloeistofvolume, beginconcentratie en ligging Freundlichisotherm
n	parameter Freundlichisotherm
c_i	dimensieloze concentratie in porievloeistof
c_u	dimensieloze concentratie buiten het deeltje
τ	dimensieloze tijd (= Fourier getal)
x	dimensieloze afstand in het deeltje
k	stofoverdrachtscoëfficiënt in de film
r	straal van het deeltje
D_p	diffusiecoëfficiënt poriën

De massabalans over de bolschil is formeel gelijk aan de tweede wet van Fick. Daar de adsorptieisotherm van de modelstof niet lineair is, blijkt een analytische oplossing van het stelsel vergelijkingen onmogelijk te zijn en is inschakeling van een

computer noodzakelijk. Om het aantal in te voeren parameters tot een minimum te beperken is het stelsel vergelijkingen geheel dimensieloos gemaakt. Voor een bepaald systeem bestaat slechts één onbekende parameter namelijk het kengetal van Biot $= \frac{k_r}{D_p}$. Het kengetal van Biot geeft een indruk van de relatieve bijdrage van film- en poriëndifusie. De waarde ervan is alleen maar bij benadering te schatten aangezien de exacte waarde van D_p niet bekend is. Voor model D wordt een curve $c_u(t)$ gemeten. De computer kan vervolgens een aantal $c_u(t)$ -curven berekenen voor een reeks waarden van Biot rondom de geschatte waarde. Vervolgens wordt nagegaan voor welke waarde van Biot de overeenstemming tussen de gemeten en de berekende curven maximaal is. Daarna kan de waarde van D_p berekend worden.

Model G is nog gecompliceerder dan model D, daar er twee onbekende parameters namelijk Biot en D^* (quotiënt van D_{opp} en D_p) voor elk systeem ingevoerd moeten worden. Dit leidt tot zeer grote problemen, daar nu een matrix van getallen ingevoerd moet worden.

3.3 Uitvoering van de experimenten

Bij de ladingsgewijze proeven werden steeds drie experimenten tegelijkertijd uitgevoerd. Hierbij werd 2 liter van een nitrobenzeenoplossing (concentratie 12,5 mg/l) met verschillende hoeveelheden kool geroerd bij 20 °C. Tijdens de proeven werd continu de concentratie van de modelstof in de vloeistoffase buiten de deeltjes gemeten via UV-absorptie en continu geregistreerd, waardoor een $C_u(t)$ curve verkregen werd.

Bij de kolomproeven stroomde de oplossing van de

adsorbeerbare component door een kolom ($\phi = 0,05$ m) met een bedhoogte van 1 m. Deze kolom was zodanig geconstrueerd dat door middel van meting van de UV-extinctie het gehalte van de modelstof in de vloeistoffase op vijf laaghoogten vrijwel continu geregistreerd werd. De proefomstandigheden bij de kolomproeven zijn weergegeven in tabel 3.3.

Tabel 3.3 Overzicht van de variabelen bij de kolomproeven

Deeltjesgrootte mm	begincon- concentratie mg/l	filtratie- snelheid m/s x 10^3
0,84 - 1,00	12,5	5,6
1,00 - 1,41	12,5	5,6
1,41 - 1,68	12,5	5,6
1,68 - 2,00	12,5	5,6
2,00 - 2,38	12,5	5,6

Tevens is voor een zeeffractie met een deeltjesgrootte tussen 1,41 - 1,68 mm bij een beginconcentratie van 12,5 mg/l de filtratiesnelheid gevarieerd tussen $2,8 - 6,9 \times 10^{-3}$ m/s en bij een filtratiesnelheid van $5,6 \times 10^{-3}$ m/s is de beginconcentratie gevarieerd tussen 16,3 - 25 mg/l. In eerste instantie zijn twee, goed adsorbeerbare, modelstoffen gekozen namelijk nitrobenzeen (één zesring) en kristalviolet (drie zesringen aan één C-atoom).

De metingen met kristalviolet bleken vanwege de grote mate van adsorptie aan de wand van de proefopstelling onbruikbaar. Hierdoor zijn alleen metingen met nitrobenzeen uitgevoerd.

De volgende kooltypen zijn bij het onderzoek be-

trokken:

ROW 0,8 S : de handelswaar

PK 1-3 : een zestal zeeffracties

Kureha kool: diverse zeeffracties

(bolvormige deeltjes)

Voorts zijn een reeks qua deeltjesvorm en aktivatiegraad verschillende "spoelfracties" van ROW 0,8 S en een tweetal experimentele kolen onderzocht. Deze spoelfracties zijn verkregen door terugspoelen van de handelswaar en door het na terugspoeling verkregen geklassificeerde bed in 5 gelijke volume fracties te verdelen. Hierbij is verondersteld dat de vijf verkregen volume fracties qua samenstelling tamelijk homogeen waren.

Reeds is gewezen op de complicaties die optreden vanwege het feit dat de deeltjes niet bolvormig zijn. Relatief veel aandacht is derhalve besteed aan de keuze van een vervangende boldiameter voor de niet-bolvormige kooldeeltjes van ROW 0,8 S waarmee in de praktijk gewerkt wordt. Daartoe zijn noodzakelijkerwijze de volgende metingen uitgevoerd:

De waterweerstand van een met de kooldeeltjes gevulde kolom, de cylinderlengteverdeling voor kolen met cilindrische deeltjes, een zeeffanalyse voor onregelmatige deeltjes, het aantal deeltjes per gram in elke zeeffractie en de valsnelheid in water.

3.4

Resultaten en discussie

Daar het onderzoek aan de ladingsgewijze proeven met nitrobenzeen, met name ten aanzien van de mathematische verwerking het verst gevorderd is, zal daar de meeste aandacht aan besteed worden.

In hoofdstuk 3.2 zijn een hele reeks mogelijke

stofoverdrachtsmodellen genoemd. Een bepaald model vormt een goede beschrijving van de fysische werkelijkheid, zodra aan de volgende eisen wordt voldaan:

- a. De gemeten en de berekende curve $c_u(t)$ moeten samenvallen.
- b. De voor de poriëndiffusiecoëfficiënt, D_p , gevonden waarde moet kleiner zijn dan de diffusiecoëfficiënt in water D , welke circa $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ bedraagt.
- c. De voor D_p gevonden waarde moet bij de ladingsgewijze proeven onafhankelijk zijn van de koldosis, bij de kolomproeven onafhankelijk van de bedhoogte en de filtratiesnelheid en bij beide typen processen onafhankelijk van de beginconcentratie.
- d. De voor D_p gevonden waarde moet voor een aantal zeeffrakties van hetzelfde koolmonster onafhankelijk zijn van de deeltjesgrootte.

3.4.1 De ladingsgewijze proeven

Van de genoemde stofoverdrachtsmodellen zijn een aantal uitvoerig onderzocht namelijk A, C, D, F en G. Voor een tweetal modellen A en D demonstreren de figuren 3.2 en 3.3 het gebrek aan respectievelijk de overeenstemming tussen de gemeten en de berekende kinetische curven. De beginconcentratie van nitrobenzeen bedraagt 12,5 mg/l, de kooldosis 0,1 g en het vloeistofvolume 2 l. Bij model C is er alleen overeenstemming gedurende de eerste 20 à 40 minuten dat wil zeggen gedurende die periode domineert de filmdiffusie. Hieruit blijkt dat een model met slechts één transportmechanisme te simpel is, hetgeen ook reeds bekend is uit de literatuur. Bij de modellen D (twee mechanismen), zie

dimensieloze concentratie
in de vloeistof, c_u

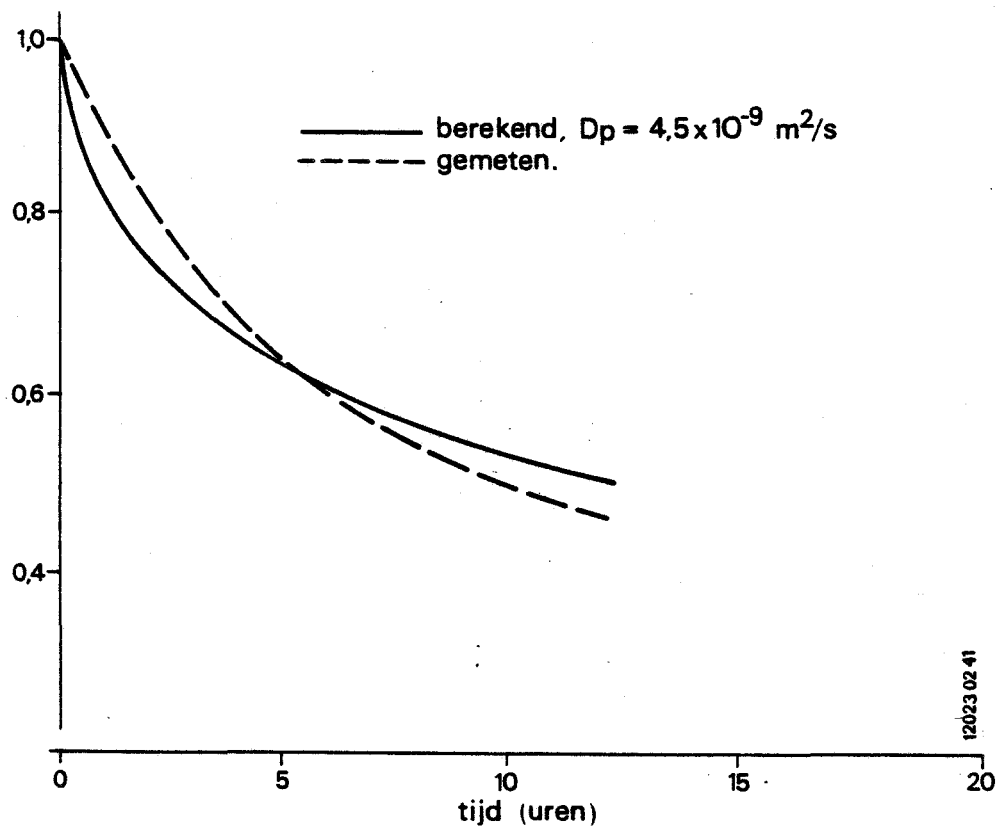


Fig. 3.2: De gemeten en berekende kinetische curven voor model A
(alleen poriëndiffusie).
Kooltype: PK 1-3, zeeffractie 50.08.

dimensieloze concentratie
in de vloeistof, c_u

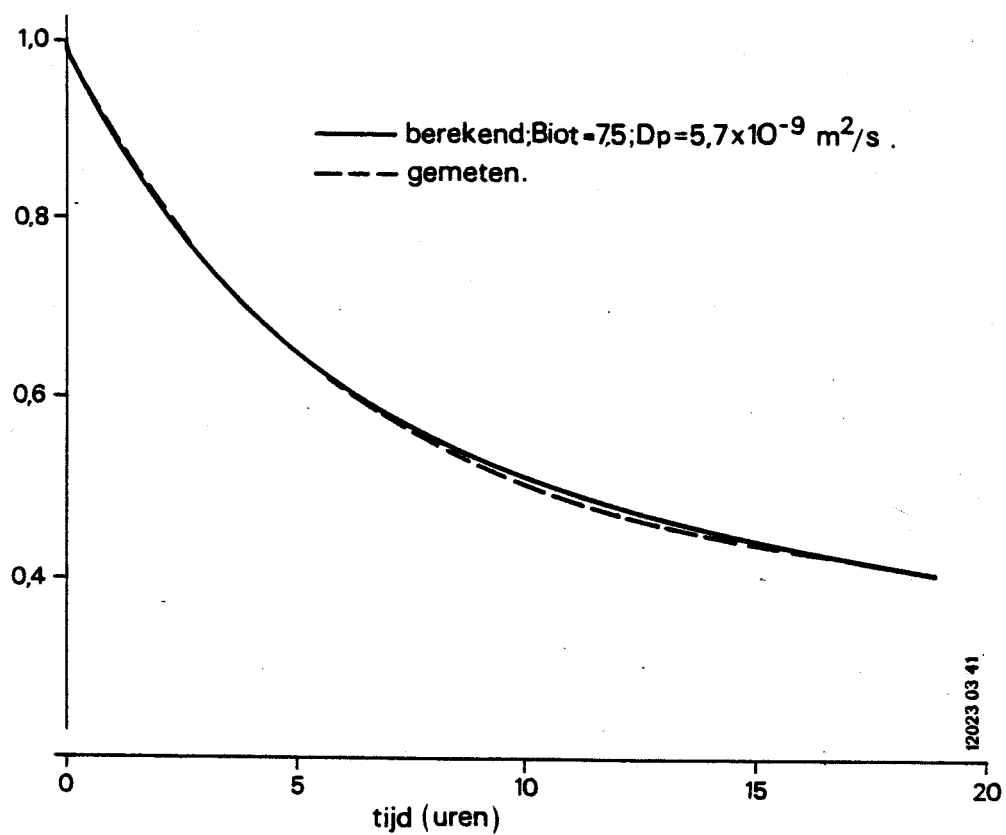


Fig. 3.3: De gemeten en berekende kinetische curven voor model D (film- en poriëndiffusie).
Kooltype: ROW 0,8 supra.

fig. 3.3 en G (drie transportmechanismen) is de overeenstemming goed. Deze twee modellen voldoen dus aan de eerste eis.

Tabel 3.4 laat voor de modellen D en G zien in hoeverre aan twee andere eisen, b en d, wordt voldaan. Daarnaast geeft de tabel voor de diverse deeltjesgrootten een gemiddelde waarde van D_p en wel berekend op twee manieren:

- het gewone rekenkundige gemiddelde van de waarden voor de diverse zeeffracties en
- een theoretische waarde berekend via het Fourriergetal $= \frac{D_p}{r^2} \cdot t$.

Bij beide berekeningen is de waarde voor de fijnste zeeffractie buiten beschouwing gelaten daar de gebezigde methode voor de bepaling van r niet op deze fractie kon worden toegepast.

De volgende conclusies kunnen worden getrokken:

- a. Bij modellen D en G wordt redelijk voldaan aan de eis dat de voor D_p gevonden waarde onafhankelijk moet zijn van de deeltjesgrootte.
- b. Bij toepassing van model D wordt niet, bij gebruik van model G wordt wel voldaan aan de eis $D_p < D$.
- c. De overeenkomst tussen de op de twee verschillende wijzen berekende gemiddelde D_p -waarden is goed te noemen, vooral voor model G.

Tabel 3.4 Berekende waarden van de poriëndiffusiecoëfficiënt D_p voor zeeffracties van PK 1-3

	Model D	Model G
Zeeffractie (mm)	waarden van D_p ($\times 10^9$ m ² /s)	
0,50 - 0,84	1,03	0,41
0,84 - 1,00	1,29	0,68
1,00 - 1,41	1,86	0,76
1,41 - 1,68	1,61	0,59
1,68 - 2,00	2,07	0,79
2,00 - 2,38	1,77	0,66
D_p gemiddeld	$1,8 \pm 0,3$	$0,69 \pm 0,07$
D_p theoretisch	$1,4 \pm 0,3$	$0,67 \pm 0,03$

Terwijl de resultaten weergegeven in tabel 3.4 voor model G slechts betrekking hebben op één waarde van D^* (quotiënt van D_{opp} en D_p) geeft tabel 3.5 de resultaten voor een hele reeks waarden van D^* . Behalve de via de twee bovengenoemde methoden berekende gemiddelde waarden van D_p , worden ook de waarden van D_{opp} en τ^* (de tortuositeit) van het kooldeeltje weergegeven. Deze laatste grootte geeft aan dat een het kooldeeltje binnendringend molekuul niet volgens een normale "Brownse" lijn naar het inwendige van het deeltje diffundeert, zoals het geval zou zijn in een geheel met vloeistof gevuld deeltje, maar een meer grillige weg volgt wegens de poriënstructuur.

Tabel 3.5 Berekende waarden van poriën- en oppervlakediffusiecoëfficiënten D_p en D_{opp} en van de tortuositeit τ^* . Model G.

$10^5 D^*$	$10^9 D_p(I)$ ($m^2.s^{-1}$)	$10^9 D_p(II)$ ($m^2.s^{-1}$)	$10^{13} D_{opp}(II)$ ($m^2.s^{-1}$)	τ^*
1	1,5 $\pm$ 0,2	1,44 $\pm$ 0,05	0,144 $\pm$ 0,005	0,7
3	1,2 $\pm$ 0,1	1,15 $\pm$ 0,04	0,34 $\pm$ 0,01	0,8
5	1,0 $\pm$ 0,1	0,95 $\pm$ 0,03	0,48 $\pm$ 0,02	1,0
7	0,84 $\pm$ 0,09	0,82 $\pm$ 0,03	0,57 $\pm$ 0,03	1,2
10	0,69 $\pm$ 0,07	0,67 $\pm$ 0,03	0,67 $\pm$ 0,03	1,4
30	0,31 $\pm$ 0,04	0,29 $\pm$ 0,02	0,88 $\pm$ 0,07	3,3
50	0,20 $\pm$ 0,03	0,19 $\pm$ 0,01	0,96 $\pm$ 0,06	5,1
70	0,15 $\pm$ 0,02	0,14 $\pm$ 0,01	1,00 $\pm$ 0,07	6,8
100	0,11 $\pm$ 0,02	0,11 $\pm$ 0,01	1,10 $\pm$ 0,1	9,0

I gemiddelde waarde voor de zeeffracties van PK 1-3

II berekend via de theoretische relatie

Bij wijze van illustratie geeft tabel 3.6 voor model G en alle zes zeeffracties van PK 1-3 de waarden van D_{opp} en D^* die verkregen worden door aan τ^* een waarde 4 toe te kennen. De voor D_{opp} gevonden waarde van $10^{-13} m^2.s^{-1}$ komt overeen met de waarde die in het algemeen in de literatuur wordt opgegeven voor dit soort processen.

Tabel 3.6 Waarden van het Biot-getal D^* en D_{opp}
voor het systeem van tabel 3.5 bij
 $\tau^* = 4$
Verschillende zeeffracties van kooltype
PK 1-3

Zeeffractie (mm)	Biotgetal	$10^4 D^*$	$10^{13} D_{opp}$ ($m^2 \cdot s^{-1}$)
0,50 - 0,84	27,1	2,3	
0,84 - 1,00	37,0	4,3	1,04
1,00 - 1,41	40,0	4,8	1,17
1,41 - 1,68	34,5	3,4	0,81
1,68 - 2,00	38,3	4,7	1,15
2,00 - 2,38	47,4	3,8	0,93
Gemiddeld		$4,1 \pm 0,6$	$1,0 \pm 0,2$

Voorlopig mag dus gesteld worden dat model G voldoet aan alle, in het begin van paragraaf 3.4 gestelde criteria voor het fysisch zinvol zijn van het model, rekening houdend met wat in paragraaf 3.4.2 zal worden opgemerkt over adsorbaatconcentratie en kooldosis.

Het eerste gedeelte van de opdracht, de mathematische beschrijving van het stofoverdrachtsproces tijdens ladingsgewijze proeven, lijkt dus voltooid.

Tegen het bovenstaande kunnen echter twee bezwaren worden aangevoerd, een theoretisch en een praktisch namelijk:

- A. Uit werk uitgevoerd aan het Engler-Bunte-Instituut in Karlsruhe is gebleken dat de concentratiegolf die het deeltje binnendringt tamelijk steil is en dit ook blijft tijdens het verloop van het diffusieproces. Bij model G met een parallelschakeling van (macro)poriën- en oppervlaktediffusie wordt echter deze concentratie-

golf, naarmate het adsorptieproces vordert, steeds minder steil zodat model G toch geen juiste mathematische beschrijving vormt van het fysische gebeuren.

- B. Terwijl bij model D de keuze van het optimale Biot-getal vrij gemakkelijk is op basis van de deviatie in de langs de $c_u(t)$ -curve berekende waarde van D_p is dit bij model G niet het geval ten aanzien van D^* als variabele (onbekend) invoerparameter. Wel kan de optimale waarde van het Biot-getal bij gegeven D^* waarde via het gehanteerde selectie criterium gevonden worden. Het blijkt tot nu toe niet mogelijk om een ander selectie criterium ten aanzien van de optimale D^* -waarde te vinden, behalve dan via de tortuositeit, maar dit is een wel zeer ruim criterium.

Om het probleem onder A op te lossen is gekozen voor uitwerking van model H, waarbij het adsorptiefront in het deeltje steil blijft ten gevolge van de serieschakeling van (macro)poriën- en microporiëndiffusie, dit in tegenstelling met de parallelschakeling van (macro)poriën- en oppervlaktediffusie bij model G. Misschien is dit ook de remedie tegen het tweede geschetste probleem.

3.4.2 Aanvullend onderzoek ladingsgewijze proeven

Zonder verder illustratiemateriaal kunnen punts-gewijs nog een reeks andere tot nu toe verkregen resultaten gemeld worden:

Er zijn een aantal ladingsgewijze proeven uitgevoerd met andere waarden van de beginconcentratie en de kooldosis. De via de modellen D en G voor D_p berekende waarden stemmen binnen de meetfout overeen met de reeds eerder gevonden waarden.

Er blijkt een sterke invloed te zijn van het volume van micro- en overgangsporiën op de adsorptiesnelheid. Deze resultaten zijn echter nog niet mathematisch verwerkt.

De reproduceerbaarheid is goed voor de proeven met de zeeffracties maar zeer matig ten aanzien van de handelswaar ROW 0,8 S. Daarom is gekozen voor de eerder genoemde spoelfracties, waarbij de deeltjesgrootte veel homogener verdeeld is dan bij de handelswaar. De deeltjesgrootte had hierdoor geen nadelig effect meer op de reproduceerbaarheid.

Er zijn ook experimenten uitgevoerd met een bolvormige kool. Deze zijn echter nog slechts gedeeltelijk verwerkt.

3.4.3 De kolomproeven

Alle tot nu toe uitgevoerde proeven zijn uitgevoerd met nitrobenzeen als modelstof en dezelfde zeeffracties PK 1-3 als welke zijn toegepast bij het ladingsgewijze onderzoek. Het is nog niet gelukt de resultaten van de kolomproeven op de juiste wijze met behulp van de computer te verwerken. Wel is er reeds een begin gemaakt met de interpretatie met behulp van de vergelijking van Zhilov:

$$t = k(h - \Delta h) \text{ voor } h > h_0.$$

waarin:

t = looptijd

k = reciproke waarde van de frontsnelheid

h = laaghoogte

Δh = de afstand in de koolkolom waarover de dimensieloze concentratie toeneemt van 0 tot 1

h_0 = de afstand in de koolkolom waarvoor geldt: $c_d < c < 1 - c_d$

c_d = "doorbraakconcentratie".

Het blijkt dat de experimentele doorbraakcurven voor $h > 0,2$ m goed beschreven worden door bovenstaande vergelijking, hetgeen inhoudt dat er sprake is van wat in de Angelsaksische literatuur "constant-pattern" wordt genoemd. Het doorbraakfront loopt in dat geval, na een zekere afstand te hebben afgelegd, parallel aan zichzelf dat wil zeggen zonder vormverandering door de kolom.

Dit heeft als konsekwentie dat, zodra voldaan is aan de voorwaarde:

$$h \gg \Delta h$$

de looptijd bij benadering gegeven wordt door:

$$t = kh$$

Voorts geldt altijd dat:

$$\tau = h/v$$

waarin:

schijnbare contacttijd

v schijnbare lineaire snelheid

hieruit volgt de relatie:

$$t = k v \tau$$

Experimenteel is gevonden dat voor het onderzochte systeem de waarde van k (reciproke waarde van de frontsnelheid) een funktie van v is. Bij constante v geldt dan de volgende lineaire relatie tussen t en τ :

$$t(\tau)_v = A$$

In hoofdstuk 6 van dit rapport waar de ervaringen met proefinstallaties besproken worden, blijkt dat deze simpele relatie soms inderdaad geldig is. In paragraaf 6.3.2 worden echter enkele voorbehouden geformuleerd.

Via experimentele bepaling van k en Δh als functie van v , wederom voor het onderzochte systeem onder de in tabel 3.3 opgesomde condities, blijkt dat bij constante contacttijd de looptijd relatief gezien afneemt bij toename van de snelheid dit wil zeggen het koolverbruik (gewichtshoeveelheid kool per volume eenheid behandeld water) neemt toe.

Uit een serie kolomproeven uitgevoerd met een reeks homologe modelstoffen (detergenten van het type nonylfenol gecondenseerd met etheenoxide) bleek het gedrag van de doorbraakcurve veel gecompliceerder dan het simpele hierboven beschrevene.

Dit duidt er op dat bovenstaande conclusies met grote behoedzaamheid gehanteerd dienen te worden.

3.5 Evaluatie en voortzetting van het onderzoek

Een probleem bij een onderzoek als hier beschreven is de vraag of men van een stofoverdrachtsmodel dat de experimenten goed beschrijft, moet eisen dat het model ook de fysische werkelijkheid correct weergeeft. De hier gehanteerde modellen D en G geven een goede beschrijving van de experimenten, maar niet van de fysische werkelijkheid. Niettemin is volstaan met deze modellen daar er dan de mogelijkheid bestaat dat met een beperkt aantal experimenten (in principe de bepaling van de evenwichtsisotherm en enkele kinetische curven) voor een willekeurige combinatie van adsorbaat en kooltype de invloed van een hele reeks variabelen

op de vorm van de doorbraakcurve berekend kan worden.

Ook voor meer gecompliceerde modellen (model H of modellen waarbij gewerkt wordt met van de oppervlaktebezetting afhankelijke diffusiecoëfficiënten) is het dubieus of ze de fysische werkelijkheid correct beschrijven, daar nog steeds vele aannamen gemaakt moeten worden. Hierdoor bestaat het gevaar dat men bezig is met "curve fitting" in plaats van het geven van een exacte mathematische beschrijving van de fysische werkelijkheid.

Dit neemt niet weg dat het zinvol is om model H verder te ontwikkelen daar het waarschijnlijk een relatief betere weergave van de fysische werkelijkheid is dan bijvoorbeeld model G. Hoewel een goede beschrijving van de fysische werkelijkheid op dit moment dus niet mogelijk is, lijkt het niettemin zinvol modelexperimenten uit te voeren waarbij modelmatig gerekend kan worden aan de invloed van de diverse ontwerpvariabelen. Een dergelijke aanpak leidt tot een groter aantal "basisexperimenten" dan in de inleiding gesteld was.

De toepassingsmogelijkheden van de resultaten van dit onderzoek voor de bedrijfstak zijn niet zonder meer duidelijk. In de inleiding zijn een aantal wezenlijke maar noodzakelijke beperkingen genoemd, namelijk:

- slechts één adsorbeerbare component
- alleen fysische adsorptie.

Daarnaast treden in de praktijk biologische afbraakprocessen, verdringingseffecten en wellicht chemisorptie op.

Ook dient men zich te realiseren dat de snelheid van stofoverdracht zeer sterk afhankelijk is van de verhouding tussen molecuulgrootte en vorm ener-

zijds en de vorm en afmetingen van de poriën van de kool anderzijds.

Men kan dus stellen dat het hier beschreven onderzoek slechts een kwalitatieve indicatie kan geven over de invloed van de genoemde ontwerpvariabelen op de vorm van de doorbraakcurve voor de onderzochte stof. Het onderzoek van de kinetiek van de koolfiltratie zal derhalve het werken met proefinstallaties niet kunnen vervangen. Wel kan het nuttige informatie verschaffen over het gedrag van allerlei kooltypen onder nauwkeurig omschreven condities.

Het onderzoek kan in de volgende richtingen worden voortgezet:

- Mathematische verwerking van de kolomproeven en definitieve vormgeving van model H.
- Experimenten met de poriënstructuur als variabele.
- Afronding van de proeven met bolvormige kooldeeltjes.
- Uitvoering van proeven voor één combinatie modelstof-kooltype bij andere temperaturen.
- De keuze van een andere modelstof.

Literatuur

3.1 Heil, G..

Untersuchungen zum Transportmechanismus bei der Adsorption organischer Stoffe aus wässrigen Lösungen an Aktivkohle.
Dissertation Karlsruhe, 1971.

3.2 Perry, R.H. and Chilton, C.H..

Chemical Engineers' Handbook, fifth edition.
McGraw-Hill Book Co, 1973.

3.3 Seller, H..

Zur Adsorptionskinetik organischer Moleküle in mit wässrigen Lösungen durchstromten Aktivkohlschüttungen unter den Bedingungen der Wasseraufbereitung.
Dissertation Freiburg, 1971.

3.4 Spahn, H..

Bestimmung der Adsorptionsgeschwindigkeit von organischen Wasserinhaltsstoffen an Aktivkohlekörnern.
Dissertation Karlsruhe, 1974.

4 KEURINGSMETHODEN VOOR AKTIEVE KOOL

4.1 Inleiding

Het doel van de keuringsvoorschriften is te komen tot een algemeen te gebruiken en nauwkeurige opgave van de kenmerken van aktieve kool, die wordt aangeschaft voor toepassing bij de zuivering tot drinkwater in Nederland.

Deze keuringsvoorschriften zijn te gebruiken ter vaststelling van en ter controle op de leveringscondities. Op basis hiervan kunnen afspraken met de fabrikant c.q. leverancier worden gemaakt.

Voor de toepassing van aktieve kool in Nederland was nog geen enkel keuringsvoorschrift vastgesteld. Om op een zo kort mogelijke termijn tot voorschriften te kunnen komen en om reeds elders uitgevoerd onderzoek niet onnodig te herhalen, is eerst geïnventariseerd welke gegevens c.q. voorschriften in het buitenland al bestonden (DIN, AWWA, ASTM; lit. 4.1 - 4.11) en wat de mening hierover was van de verschillende koolleveranciers c.q. fabrikanten.

4.2 Via inventarisatie opgestelde algemene produkteisen en keuringsmethoden

Aan de hand van de op deze wijze verkregen informatie zijn, in concept, enige algemene produkteisen, voorwaarden voor de monsternamen en een eerste aantal keuringsvoorschriften opgesteld, te weten:

- algemene eisen, welke ook aan andere produkten gesteld worden zoals toxicologische betrouwbaarheid;
- monsternamen, waarin de voorwaarden zijn vermeld voor het verkrijgen van een representatief monster;

- vochtgehalte, hetgeen van belang is voor de bepaling van het juiste droge gewicht, dat weer een basis is voor vele andere bepalingen en voor de kostprijs van de kool. Een te hoog vochtgehalte kan ook leiden tot corrosie en problemen bij de dosering;
- asgehalte, hetgeen mede het type kool identificeert en een indicatie kan geven omtrent de hoeveelheid extraheerbaar materiaal;
- stort- en schudgewicht, hetgeen een ruwe indicatie geeft van het type kool en van verandering bij de thermische reaktivatie van korrelkool;
- deeltjesgrootteverdeling van korrelkool, hetgeen van belang is voor de drukval tijdens filtratie en de wijze van spoelen.

4.3 Ontwikkelingen

Voor de volgende parameters wordt het ontwerp van een voorschrift ontwikkeld c.q. de ontwikkeling gestimuleerd:

- adsorptie van organische stoffen;
- bedweerstand en bedexpansie van korrelkool;
- slijtage van korrelkool;
- in water extraheerbare bestanddelen;
- gehalte aan ijzer, mangaan, calcium en aluminium;
- deeltjesgrootteverdeling van poederkool.

4.3.1 Adsorptie van organische stoffen

De ontwikkeling richt zich hier op voorschriften, waarmee nagegaan kan worden of van verschillende charges van eenzelfde type kool (ook na regeneratie) dezelfde eigenschappen voor adsorptie van organische stoffen kan worden verwacht. Twee testen zijn in onderzoek:

- De jodium-adsorptie-test (lit. 4.2).

Deze test geeft informatie over het "inwendige oppervlak" van de kool (poriën kleiner dan 1 nm).

- De zgn. E.B.I.-test van het Engler Bunte Institut te Karlsruhe (lit. 4.12).

Deze test geeft een inzicht in de adsorptie-isotherm van twee stoffen, namelijk paranitrofenol (voorbeeld voor kleine stoffen) en ligninesulfo-naat (grotere stoffen). De adsorptie-isothermen per stof worden afhankelijk van het type en de eigenschappen van de kool, door de aanwezigheid van de andere stof beïnvloed. Met deze test is enig onderzoek verricht door DWL-Rotterdam, PWN en Norit.

De ontwikkeling van een test voor de adsorptie-eigenschappen is bijzonder belangrijk aangezien hiermee de essentie van het gebruik van actieve kool wordt geraakt.

4.3.2. Bedweerstand en bedexpansie van koolfilters

Deze eigenschappen zijn van belang voor de technische toepasbaarheid van actieve korrelkool.

De bedweerstand bepaalt bij drukfilters de minimum toe te passen druk en bij open filters de minimale bovenwaterstand of filterregeling bij een bepaalde filtratiesnelheid. De spoelfrequentie van de koolfilters wordt mede door deze eigenschap bepaald.

De bedexpansie is van belang voor het toe te passen spoelprogramma.

Door transport en/of thermische reaktivatie kunnen de eigenschappen duidelijk veranderen, bijvoorbeeld de vorm en grootte van de deeltjes. De eisen gesteld aan bedweerstand en bedexpansie kunnen per installatie verschillend zijn.

De testvoorschriften worden momenteel bij het PWN

in samenwerking met Norit verder ontwikkeld.

4.3.3 Slijtage van korrelkool

Slijtage is een belangrijke factor bij het verlies aan korrelkool dat bij transport (in de installatie en bij vervoer) plaatsvindt en daarmee van duidelijke invloed op de kosten verbonden aan het gebruik van actieve korrelkool. Als zodanig is de mogelijke slijtage van kool één van de criteria die van belang is bij de keuze van het type kool voor een bedrijf.

Eis bij het ontwerpen van een slijtage-test is dat deze test een voorspelling kan doen over de in de praktijk voorkomende slijtage van kool. In hoeverre de nu in het buitenland gebruikte testen (lit. 4.13) hierover een voorspelling kunnen doen is onbekend. Nader onderzoek naar een verband tussen slijtagetesten en slijtage onder praktijkomstandigheden is dan ook gewenst. Indien geen duidelijk verband aanwezig is zal een nieuw voorschrift moeten worden ontwikkeld.

4.3.4 In water extraheerbare bestanddelen

Een voorschrift hiervoor is noodzakelijk mede vanuit oogpunt van de bescherming van de volksgezondheid. Hiervoor wordt contact opgenomen met instanties die op dit gebied werkzaam zijn.

4.3.5 Gehalte aan ijzer en andere elementen

Bij toepassing van te regenereren kool kan toename van deze metalen aan/in de kool een achteruitgang in de adsorptie-eigenschappen veroorzaken. Deze achteruitgang in eigenschappen kan technisch (wassen met zuur = kostenverhoging) maar beperkt wor-

den ondervangen.

4.3.6 Deeltjesgrootteverdeling van poederkool

De deeltjesgrootte van poederkool is van invloed op de adsorptie-eigenschappen en kan van belang zijn bij bezinking en filtratie. Nagegaan moet worden in hoeverre de in het buitenland gebruikte voorschriften voldoen (lit. 4.1).

4.4 Samenvatting stand van zaken

Er zijn algemene produkteisen geformuleerd en concept-voorschriften (lit. 4.14) zijn opgesteld voor:

- monstername
- monsterverdeling en behandeling
- vochtgehalte
- asgehalte
- schudgewicht c.q. stortgewicht
- deeltjesgrootteverdeling gegranuleerde kool.

Aan de hand van een ringonderzoek zal worden nagegaan of deze conceptvoorschriften correct kunnen worden toegepast.

Concept-voorschriften zijn in voorbereiding voor:

- adsorptie van organische stoffen
- bedweerstand-bedexpansie van korrelkool
- slijtage van aktieve korrelkool
- in water extraheerbare bestanddelen
- gehalte aan ijzer, mangaan, calcium, aluminium van kool
- poederkool, deeltjesgrootteverdeling.

Ook hier zal een nader onderzoek naar de praktische toepasbaarheid van de testen dienen te volgen.

LITERATUUR

- 4.1 AWWA Standard for Powdered Activated Carbon B 600-66.
- 4.2 AWWA Standard for Granular Activated Carbon B 604-74.
- 4.3 Aktivkohlen zur Wasseraufbereitung DIN 19603
- 4.4 Benamingen te gebruiken bij het bemonsteren en keuren NEN 1132.
- 4.5 Standard Recommended Practice for Sampling Industrial Chemicals, ASTM/E 300 73.
- 4.6 Developing Precision Data on ASTM Methods for Analysis and Testing of Industrial Chemicals, ASTM E 180-78.
- 4.7 Standard Methods of Test for Moisture in Activated Carbon, ASTM D 2867-70.
- 4.8 Standard Methods of Test for Total Ash Content of Activated Carbon, ASTM D 2866-70.
- 4.9 Standard Method of Test for Apparent Density of Activated Carbon, ASTM D 2854-70.
- 4.10 Bestimmung des Stampfvolumens und der Stampfdichte, DIN 53194.
- 4.11 Standard Method of Test for Particle Size Distribution of Granular Activated Carbon ASTM D 2862-70.
- 4.12 Hölzel G, Sontheimer H. Untersuchungen zur Optimierung der Aktivkohleanwendung bei der Trinkwasseraufbereitung am Rhein unter besonderer Berücksichtigung der Regeneration nach thermischen Verfahren. DVGW Schriftenreihe Wasser nr. 101, 1978.
- 4.13 Standard Method of Test for Determining Ball-Pan Hardness of Activated Carbon, ASTM concept D 28 Committee.
- 4.14 Keuringsmethoden voor aktieve kool (concept), KIWA februari 1980.

5 SELECTIE VAN AKTIEVE KOOLSOORTEN OP ADSORPTIEVE
EIGENSCHAPPEN (POEDER- EN KORRELKOOL)

5.1 Inleiding

Drinkwaterleidingbedrijven, die overwegen actieve kool te gaan gebruiken zien zich geplaagd voor de keuze uit diverse koolsoorten. Door de fabrikanten worden lijsten van eigenschappen van de door hen geproduceerde actieve koolsoorten (zie bijvoorbeeld tabel 5.1) opgegeven.

Tabel 5.1 Eigenschappen van verschillende actieve koolsoorten. Bron: ARW Bericht 1972

	BD	PKST	LS	F300	LSS	ROW	BKD	BRS
BET oppervlak (m ²)	650	680	800	950	1000	1100	1100	1400
Schudgewicht (kg/m ³)	300	260	500	485	460	350	420	350
Volume kleine poriën (m ³ /kg)	0,40	0,38	0,45	0,46	0,54	0,53	0,51	0,80
Volume grote poriën (m ³ /kg)	0,60	0,80	0,45	0,39	0,43	0,62	0,54	0,48
Belading met benzeen bij 90 % verzadiging (%)	25	34	25	48	29	45	49	53
Belading met fenol bij rest- concentratie van 1 g/m ³ (%)	5,0	5,8	3,8	3,6	4,0	5,4	-	3,5
Belading met TBS bij rest- concentratie van 1 g/m ³ (%)	2,0	4,7	5,5	10	11,0	11,5	-	19
Joodgetal (g/kg) bij een restconcentratie van 0,02 N	650	790	850	950	1000	1210	-	1100

Aan de hand van de doelstelling van het koolgebruik is gebleken dat deze specificaties weinig houvast bieden voor juiste selectie van actieve kool. Dit is onder meer geconcludeerd uit onderzoek verricht door PWN in de periode 1974-1976 en bij het EBI te Karlsruhe (lit. 5.1).

Hiertoe dienen bij voorkeur met het water, waarvoor de kool wordt toegepast, experimenten uitge-

voerd te worden zowel op laboratorium- als op proeffabriekschaal.

In dit hoofdstuk zal eerst aandacht besteed worden aan de ervaringen bij de ontwikkeling van laboratoriumtesten van korrelkool, vervolgens wordt nagegaan wat bekend is van het testen van actieve korrelkool op proeffabriekschaal. Daarna wordt een tweetal onderzoeken bij Nederlandse bedrijven in samenwerking met het KIWA uitgebreider behandeld. Vervolgens worden laboratoriumproeven en experimenten op semi-technische schaal met poederkool beschreven. Afsluitend worden enige resultaten vermeld van vergelijkingsproeven met poederkool in een praktijkinstallatie.

5.2

Laboratoriumtesten voor korrelkool

Daar het testen van actieve kool in proeffilters veel tijd in beslag neemt en wat analysecapaciteit betreft arbeidsintensief en kostbaar is, wordt in verschillende landen reeds enige tijd gezocht naar eenvoudige kortdurende laboratoriumtesten.

Zo is er bijvoorbeeld door Gomella (lit 5.2) voorgesteld de selectie uit te voeren met een synthetisch testmengsel van indool, acridine en butylacetaat. Ook door het EBI zijn in de loop der jaren verschillende testmengsels geïntroduceerd.

Bij de uitvoering en toepassing van de testen met deze mengsels zijn diverse problemen opgetreden. Bovendien werden in Nederland de voorgestelde stoffen weinig representatief geacht voor de verontreinigingen in het te behandelen water.

Daarom is door het KIWA aandacht besteed aan de ontwikkeling van een adsorptietest met behulp van een geschikter model-testmengsel. Om verdringingsverschijnselen te kunnen voorspellen is in eerste instantie gedacht aan een filtratietest.

Aan de KIWA vergelijkingstest voor koolsoorten werden de volgende eisen gesteld:

- testmengsel representatief voor hoog- en laagmoleculaire verontreinigingen in Rijn en Maas;
- goede oplosbaarheid en analyseerbaarheid in water van de teststoffen;
- geen biologische groei;
- uitslag in enkele weken.

De test zou de koolsoorten behoren te klasseren in enerzijds het adsorptievermogen voor microverontreinigingen (toxische stoffen, reuk- en smaakstoffen) en anderzijds in het adsorptievermogen van macroverontreinigingen (TOC). Na de ontwikkeling zou de waarde ervan in de praktijk moeten blijken.

Voor het testmengsel zijn een groot aantal stoffen beschouwd. Vele vielen echter af vanwege de eisen van oplosbaarheid en de kwantitatieve bepaling van de stoffen naast elkaar.

Tenslotte werd een mengsel voorgesteld bestaande uit trichloorethylfosfaat, p-nitrofenol en tetrapropylbenzeensulfonaat in concentraties van elk 10 ppm in door middel van fosfaten gebufferd demiwater (pH = 6,85). De analyse kon dan direct in water plaatsvinden met behulp van de organische chloorbepaling en UV-analyse.

Het bezwaar van dit mengsel was dat de zogenaamde microverontreinigingen in hoge concentraties voorkomen. Gezien de analyse-aspecten was hier weinig aan te doen.

De uitvoering zou geschieden door doorstroming van een set van koolfilters met een totale verblijftijd van 10 minuten en een stroomsnelheid van 3,6 m³/m²/h.

Het bleek echter dat een dergelijke filtratietest grote problemen opriep. Naast de reeds vermelde hoge concentraties van de gedoseerde stoffen, ont-

stonden er ook problemen met de analyse van tri-chloorethylfosfaat in verband met het chloridegehalte van het water. De test bleek erg arbeidsintensief te worden wegens de bereiding van het modelwater. Bovendien bleek de proefduur te lang te zijn, waardoor biologische groei onvermijdelijk was en er temperatuurswisselingen optraden.

Door genoemde bezwaren kon niet worden voldaan aan de gestelde eisen voor de vergelijkingstest. Bovendien bleef de vertaalbaarheid naar een praktijksituatie onzeker.

Om al deze redenen werd afgezien van de ontwikkeling van een eigen filtratietest en werd besloten het testen van koolsoorten te laten plaatsvinden in proefkoolfilters in een praktische situatie doch tegelijkertijd de ontwikkeling van laboratoriumtesten elders nauwlettend te volgen.

De belangrijkste ontwikkelingen op dit gebied vonden plaats in het Engler Bunte Instituut (EBI) te Karlsruhe, waar men zich naast experimenten met proefinstallaties, heeft bezig gehouden met de ontwikkeling van testen gebaseerd op kortdurende schudproeven. Een aantal van de hierboven genoemde bezwaren geldt echter ook voor deze testen.

Verschillende testmengsels zijn in de loop der jaren door het EBI beproefd en ook weer verworpen. Als hoogmoleculaire stoffen zijn bestudeerd: DMF extract, kristalviolet en tetrapropylbenzeensulfonaat, als laagmoleculaire stoffen: p-chloorfenol, tetrachlooretheen en p-nitrofenol (PNP).

De testen, die momenteel door het EBI, vooral bij regeneratie van kool, worden aanbevolen zijn de volgende (lit 5.3):

- a. een kortdurende test met een PNP-oplossing ter vaststelling van de adsorptiekinetiek om de regeneratie te kunnen beoordelen;

- b. de bepaling van het effectieve oppervlak van de kool middels een langer durende kinetiekttest met een PNP-oplossing;
- c. de bepaling van de gemiddelde effectieve diffusiecoëfficiënt middels een langdurige kinetiekttest met het influent van een koolfilter;
- d. de bepaling van het adsorptievermogen bij evenwicht met het influent van een koolfilter waaraan PNP is toegevoegd.

De onderzoekers claimen dat deze testen tevens voorspellingen kunnen doen ten aanzien van de werking van praktijkfilters. Gezien de literatuur lijken hier ook aanwijzingen voor te zijn (lit. 5.4).

De verwachting is dat dergelijke testen wellicht een eerste selectie geven tussen een groot aantal aangeboden koolsoorten, waarna met een beperkt aantal in proefinstallaties verder gewerkt kan worden.

De verwachting is voorts dat dergelijke testen de mate en snelheid van adsorptie na regeneratie goed kunnen weergeven. Ten behoeve van dit laatste aspect is een laboratoriumtest onontbeerlijk.

5.3 Selectie onderzoek van actieve korrelkool in semi-technische installaties voor 1978

Bij de vergelijking van de resultaten van koolfilters werden onder meer door het EBI ontwikkelde parameters gebruikt. Vooral aan de belading van de kool werd groot gewicht gehecht. Deze belading van de kool is bepaald door de kool te extraheren met dioxaan, dimethylformamide en benzeen. Na droogdampen werden de gewichten bepaald en in het residu werd het organisch chloorgehalte geanalyseerd. Incidenteel werd met deze extracten gaschromatografisch en massaspectrometrisch (GC-MS) onderzoek

verricht (lit. 5.5). Ook werden monsters kool rechtstreeks aan pyrohydrolyse onderworpen, waarna het organisch chloorgehalte bepaald werd.

Naast de belading op de kool werd ook aandacht besteed aan de kwaliteit van de waterfase. Hierbij ging het vooral om opgeloste organische koolstof (DOC) en de UV-extinctie. De laatste jaren wordt ook aandacht besteed aan het gehalte aan trihalomethanen.

Uit de DOC kan de geadsorbeerde hoeveelheid organische stof geschat worden. Het blijkt dan dat slechts een deel hiervan geëxtraheerd kan worden. De rest zou langs biologische weg verdwenen kunnen zijn, doch ook verdamping tijdens het drogen van de kool en het droogdampen van het extract kan een rol spelen. Door Fuchs en Kühn wordt gesteld dat de selectie van de koolsoort sterk gebonden is aan het praktijkwater waarmee gewerkt is (lit. 5.6). Zij hebben ook de gemiddelde belading van enkele koolsoorten als functie van de looptijd gemeten. Zij vonden dat bij toenemende looptijd het aandeel van het dioxaanextract ten opzichte van de som van dioxaan - en DMF extract afneemt, hetgeen duidt op verdringing van apolaire stoffen. Recentelijk is een publikatie van het Engler Bunte Instituut verschenen, waarin eindrapportages van diverse onderzoeken zijn opgenomen (lit. 5.7.).

In Nederland is ook wel enige aandacht besteed aan extractie van kool uit proeffilters, doch verreweg de meeste aandacht ging uit naar de kwaliteit van influent en effluent. Het gaat hier vooral om de parameters: DOC, UV-extinctie, NH_4 , zuurstofgehalte, extraheerbaar organisch chloor (EOCl), adsorbeerbaar organisch chloor (AOCl), smaak, GC-MS en kiemgetallen.

In de periode 1974-1976 zijn bij het PWN te Andijk in een proefinstallatie zes verschillende koolsoorten met elkaar vergeleken. Het influent van de koolfilters bestond uit IJsselmeerwater dat achtereenvolgens microzeving, breekpuntchlooring, coagulatie en dubbellaagsfiltratie had ondergaan. De doelstellingen van koolfiltratie en de gemeten parameters zijn weergegeven in tabel 5.2.

Tabel 5.2 - Doelstellingen koolfiltratie en gemeten parameters

beperking nagroei	TOC, UV-extinctie, NH_4 , zuurstof
verwijdering schadelijke stoffen	EOCl, pesticiden
verbetering smaak	smaak

Enkele malen werden ook extracten van de kool onderzocht door het EBI.

Vanwege de goede verwijdering van de smaak bij alle onderzochte koolsoorten of de lage aanvangswaarden van NH_4 en pesticiden in het influent was een beoordeling ten aanzien van deze parameters niet mogelijk.

Ook op basis van het beperkte aantal koolextracten kon moeilijk een uitspraak gedaan worden, te meer daar DMF zich bleek te verbinden met allerlei stoffen.

Wel was de zuurstofafname duidelijk verschillend. Hierbij zou een grotere zuurstofafname kunnen duiden op een hogere biologische activiteit op het filter en dus minder nagroei.

Drie van de zes koolsoorten lieten een grotere zuurstofafname zien dan de overige kooltypen.

Ten aanzien van de somparameters gaven een tweetal het beste resultaat.

Een nader onderzoek tussen de twee meest geschikte koolsoorten gaf geen doorslaggevende argumenten voor een van beide te zien, zodat andere overwegingen, zoals regeneratie en kosten, de doorslag hebben gegeven.

5.4 Testen van korrelkoolsoorten bij Gemeentewaterleidingen Amsterdam

5.4.1 Inleiding

In 1978 zijn bij Gemeentewaterleidingen te Leiduin proefkoolfilters bedreven, welke gevuld waren met drie verschillende koolsoorten.

Het influent bestond uit Rijnwater na duininfiltratie en open winning dat reeds snelfiltratie had ondergaan. De waterkwaliteit hiervan is in tabel 5.3 weergegeven.

Tabel 5.3 De gemiddelde waterkwaliteit van het influent van de koolfilters in de periode van 8 februari 1978 tot 16 januari 1979

TOC, mg/l	3,6
UV-extinctie bij 254 nm, m ⁻¹	7,0
KMnO ₄ -verbruik, mg/l	9
smaakgetal	1
zuurstof, mg/l	8,4
troebelheid, JTU	0,5
koloniegetal, 3 dgn 22 °C	170

De doelstellingen van koolfiltratie bij GWA en de gemeten parameters zijn weergegeven in tabel 5.4.

Tabel 5.4 Doelstellingen koolfiltratie en gemeten parameters

verbetering smaak en potentiële smaak	smaak
beperking nagroei	zuurstofverbruik, TOC, UV-extinctie
verwijdering schadelijke stoffen	EOCl, GC-MS
minimale produktie THM	THM, chloorverbruik

De in tabel 5.4 vermelde potentiële smaak is de smaak van het water in relatie tot het distributiesysteem (lit 5.8).

De somparameters TOC en UV-extinctie zijn verder van belang, omdat het wellicht gewenst is een zekere restcapaciteit (bijvoorbeeld 20 % UV-extinctie) op de koolfilters over te houden, om de adsorptie van toxische stoffen te waarborgen en om zo min mogelijk reeds geadsorbeerde stoffen te verdringen. Naarmate de doorslag van TOC- en UV-extinctie toeneemt, is immers te verwachten dat tevoren geadsorbeerde stoffen weer in het effluent terecht komen.

Het chloorverbruik na koolfiltratie is mogelijk een interessante parameter vanwege de navorming van THM, EOCl en AOCl. In dit verband zal het duidelijk zijn, dat niet alleen analyse moet plaatsvinden direct na koolfiltratie, doch ook na de chloordosering. Dit geldt ook voor de toxiciteitstesten.

5.4.2 Uitvoering en resultaten van de proeven

De afmetingen en condities van de zeven koolfilters zijn in tabel 5.5 vermeld.

Tabel 5.5 De condities van de proefkoolfilters te
Leiduin, spoeling wekelijks

type kool	A en B			C
inhoud kool, m ³	393	147	147	393
bedhoogte, m	2	3	3	2
filterdiameter, m	0,5	0,2	0,25	0,5
contacttijd, min	40	24	12	24
superficiële snelheid				

In de tabellen 5.6 en 5.7 zijn een aantal re-
sultaten van de diverse koolfilters verwerkt.

Tabel 5.6 Het zuurstofverbruik in de proefkoolfilters

koolsoort	A	B	A	B	C	A	B
contacttijd, min	12	12	24	24	24	40	40
temperatuur	zuurstofverbruik, mg/l						
5 tot 10 °C	0,7	0,9	1,2	1,6	1,1	1,1	1,8
10 tot 15 °C	0,8	1,3	1,5	2,5	1,9	2,0	3,3
15 tot 20 °C	0,9	1,8	1,8	3,9	3,3	3,3	5,8

Tabel 5.7 Enkele resultaten van de proefkoolfilters,
gemiddelden over gehele of nagenoeg gehele
periode

koolsoort	A	B	A	B	C	A	B
contacttijd, min	12	12	24	24	24	40	40
afname TOC, mg/l	0,7	0,7	1,1	1,0	0,7	1,5	1,5
afname UV-ext. m ⁻¹	2,4	2,5	3,7	4,1	2,2	5,1	5,1
smaak in effluent	0	0	0	0	0	0	0
toename smaak*	-	0,3	0,6	0,5	-	0,5	0,5
koloniegetal in effluent, 3 dgn 22 °C, per ml	50	110	60	260	30	40	40
toename THM**, µg/l	21	24	20	33	18	18	22

* na langzame zandfiltratie en proefleiding

** door nachloring na koolfiltratie,

0,2 mg/l Cl₂ na 20 min.,

chloordosis < 0,8 mg Cl₂/l

Tabel 5.6 laat zien dat de zuurstofverbruiken behoorlijk kunnen verschillen. Het grootst is het verbruik van kool B, gevolgd door kool C en dan kool A.

Tabel 5.7 laat evenwel zien, dat dit geen rechtstreekse invloed heeft op de afname van het totaalgehalte van organische stof. Hierbij gedragen de kolen A en B zich gelijk en blijft kool C flink achter, zodat een eventueel grotere biologische afbraak op kool B gecompenseerd wordt door een groter adsorptievermogen van kool A.

De smaakverwijdering was bij alle filters goed en gelijk. De smaaknavorming was gering en eveneens voor alle filters gelijk.

Kool B gaf aanleiding tot ietwat hogere koloniegetallen in het effluent. Ook de produktie van tri-

halomethanen lag wat hoger. Na koolfiltratie trad bij chloring een verschuiving op naar hoger gebroemde verbindingen. De chloorverbruiken lagen ongeveer gelijk; variërend van 0,3 tot 0,8 mg Cl_2/l . Aan het einde van het onderzoek zijn tweemaal EOCl -bepalingen uitgevoerd. De gehalten voor koolfiltratie bedroegen 0,2 en 0,6 $\mu\text{g/l}$ en erna voor alle koolsoorten 0,1 tot 0,2 $\mu\text{g/l}$. Door nachloring liepen deze gehalten op tot circa 4 $\mu\text{g/l}$.

Viermaal, op 8 mei, 12 juni, 18 september en 4 december zijn monsters genomen ten behoeve van GC-MS onderzoek. De hierbij toegepaste techniek: extractie met petroleumether en gaschromatografie op gepakte kolommen, gaf aan dat de gehalten van de microverontreinigingen voor en na koolfiltratie zeer gering waren en geen verschil tussen de diverse koolsoorten te constateren viel.

Teruggaande naar de doelstellingen van koolfiltratie te Leiduin, kan gesteld worden dat ten behoeve van de selectie van de beste koolsoort geen keuzen gemaakt kunnen worden op basis van de verbetering van de smaak en de verwijdering van toxische stoffen. Ten aanzien van de beperking van nagroei is wellicht kool B in het voordeel. Het enige argument hiervoor is evenwel een waarschijnlijk intensiever biologisch leven in deze filters, gebaseerd op de grotere zuurstofbehoefte en wat hogere koloniegetallen in het effluent.

Ten aanzien van de produktie van trihalomethanen bij de nachloring is kool B echter weer licht in het nadeel.

Een duidelijk verschil treedt wel op bij de verwijdering van het totaalgehalte van organische stoffen. Hier is kool C sterk in het nadeel. In

verband met een gewenste restcapaciteit voor toxische en smaakveroorzakende stoffen kan wellicht als beoordelingsparameter een bepaalde doorslag van de TOC of UV-extinctie aangehouden worden. Kool A en kool B komen dan in aanmerking. Voor een uitgebreid verslag van deze proefnemingen wordt verwezen naar lit. 5.9.

In tabel 5.8 zijn de looptijden van de koolfilters aangegeven, waarbij de doorslag van UV-extinctie als criterium geldt.

Tabel 5.8 Looptijden van de koolfilters

doorslag criterium		80 % UV-extinctie	60 % UV-extinctie
kool-soort	contacttijd (min)	looptijd (maanden)	looptijd (maanden)
A	12	9	3,5
B	12	9	2,5
A	24	>11	9,5
B	24	>11	8,5
C	24	8,5	2
A	40	>11	>11
B	40	>11	>11

5.5 Testen van korrelkoolsoorten bij de Drinkwaterleiding Rotterdam

5.5.1 Inleiding

In 1979 en 1980 zijn bij de Drinkwaterleiding van Rotterdam te Kralingen proefkoolfilters bedreven, welke gevuld waren met zes verschillende koolsoorten.

Het influent bestond uit Biesboschwater na transportchlooring (in de zomer), coagulatie, ozonisatie en dubbellaagsfiltratie. De waterkwaliteit hiervan is weergegeven in tabel 5.9.

Tabel 5.9 De minimale, maximale en gemiddelde
waterkwaliteit van het influent van de
koolfilters in de periode april 1979 tot
september 1980

parameter	min.	max.	gem.
TOC (mg/l)	1,9	3,4	2,6
UV-extinctie bij 254 nm (m ⁻¹)	1,7	5,6	2,8
KMnO ₄ -verbruik (mg/l)	3	7	5
Zuurstof (mg/l)	8,9	14,6	11,2
troebelheid (FTU)	0,02	0,14	0,06
pH	7,65	8,55	8,00
NH ₄ ⁺ (mg/l)	< 0,01	0,44	0,06
CHCl ₃	< 0,5	21,8	< 4,4
TTHM	< 2	55,3	< 8,1

De eerste 2 weken van de periode is een breekpunt-chloring toegepast aan het begin van het bedrijf. De doelstellingen van koolfiltratie te Rotterdam en de gemeten parameters zijn weergegeven in tabel 5.10.

Tabel 5.10 Doelstellingen koolfiltratie en gemeten
parameters

verwijdering schadelijke stoffen	OX op de kool, EOCl, GC-MS, Amestesten, THM
beperking nagroei	TOC, UV, O ₂ , koloniege- tallen, hogere organis- men
smaak	
precursorverwijdering in verband met de nachloring	fluorescentie-emissie, THMFP

Onder OX op de kool wordt verstaan: de belading

met organische halogenen.

De smaak is niet gemeten omdat uit eerder onderzoek is gebleken dat de smaakverbetering door actieve koolfiltratie gedurende de gehele looptijd van het filter goed was.

5.5.2 Uitvoering en resultaten van de proeven

De zes koolsoorten zijn onderzocht in filters van gelijke dimensies onder identieke procesomstandigheden. Deze waren:

- schijnbare contacttijd τ	24 min
- bedhoogte h	3,0 m
- kolomdiameter d	0,25 m
- superficiële snelheid v	7,5 m/h

De gehele installatie met inbegrip van de monsterkranen is uitgevoerd in roestvrij staal.

Om menging van het koolbed en desorptie zoveel mogelijk te voorkomen werd er naar gestreefd zo min mogelijk te spoelen. In de praktijk betekende dit dat pas bij een weerstand van 12 m waterkolom gespoeld werd. Het spoelprogramma was als volgt:

- gedurende een half uur geleidelijk opvoeren van de spoelsnelheid tot een bedexpansie van 24 %;
- gedurende een half uur handhaving van deze expansie.
- geleidelijke vermindering van de spoelsnelheid over een periode van 5 minuten tot nul.

De resultaten van de onderzochte parameters zullen achtereenvolgens worden behandeld:

- het TOC-gehalte.

Met behulp van het TOC-gehalte in het influent en het effluent is de cumulatieve belading van de koolsoorten berekend.

De cumulatieve belading halverwege de proef-

periode (na 15.000 bedvolumina) en tegen het einde van de proefperiode (na 30.000 bedvolumina) is weergegeven in tabel 5.11.

Tabel 5.11 Cumulatieve belading met TOC(Σ TOC) van de koolsoorten bij 15000 en 30000 bedvolumina (b.v.)

koolsoort	Σ TOC	Σ TOC	Σ TOC
	15000 bv(g/kg)	30000 bv(g/kg)	30000 bv(kg/m ³)
A	60,0	83,5	30,0
B	46,0	65,0	30,5
C	31,0	44,0	20,0
D	47,5	68,0	32,5
E	44,5	63,0	30,5
F	38,5	55,5	31,5

Uit tabel 5.11 blijkt dat de cumulatieve belading met TOC berekend op gewichtsbasis, nogal veel verschillen vertoont. Bij de berekening op volumebasis blijkt slechts kool C sterk van de andere koolsoorten af te wijken.

Bij koolfiltratie is de berekening op kg-basis van belang. Om een vergelijking mogelijk te maken tussen fabrikanten, die een prijsopgave op verschillende wijze doen, moet men zowel de belading op gewichts- als volumebasis kennen. De cumulatieve belading op m³-basis is tevens van belang als met bestaande koolfilters een zo groot mogelijk verwijderingseffect bereikt dient te worden.

De verwijdering van TOC blijft over een langere periode doorgaan. De TOC die nog wordt verwijderd tussen 15.000-30.000 bv is voor alle koolsoorten vrijwel gelijk (17-23,5 g/kg), met uitzondering van kool C die ook hier achterblijft (13 g/kg). Zelfs na 30.000 bv is de reductie van TOC nog steeds 10-15 % en blijft verder constant tot het

einde van de proefperiode bij 39.000 bv.

Dit zou te verklaren zijn door de aanname dat deze verwijdering wordt veroorzaakt door een constante, niet van de koolsoort afhankelijke biologische activiteit.

- De UV-adsorptie bij een golflengte van 254 nm. Ook voor de UV-extinctie is voor de koolsoorten de cumulatieve belading berekend na 15.000 en 30.000 bv. Dit is weergegeven in tabel 5.12.

Tabel 5.12 Cumulatieve belading met UV_{254} (ΣUV) van de koolsoorten bij 15.000 en 30.000 bv.

koolsoort	$\Sigma UV_{15.000}$ ($l/m.kg$)	$\Sigma UV_{30.000}$ ($l/m.kg$)
A	84	122
B	64	97
C	46	65
D	67	98
E	63	97
F	55	86

Uit tabel 5.12 blijkt dat de cumulatieve belading met UV-absorberende stoffen berekend op gewichtsbasis veel verschillen vertoont, met weer koolsoort C als de slechtste. De doorslag gaat veel geleidelijker dan bij de TOC.

De toename van de belading met UV-absorberende stoffen tussen 15.000-30.000 bv verschilt niet veel voor alle koolsoorten ($31-38 l/m.kg$) met uitzondering van kool C ($19 l/m.kg$). De restverwijdering na 30.000 bv is aanzienlijk beter dan voor de TOC-reductie en bedraagt 10-35 % en wordt daarna tot 39.000 bv zelfs nog iets beter.

- De fluorescentie-emissie

Fluorescentiespectrometrie wordt op diverse plaatsen in de literatuur (lit. 5.10, 5.11) genoemd als eenvoudige, goedkope en toch zeer gevoelige techniek om de werking van korrelkoolfilters gedurende de looptijd te volgen.

Verder worden verschillende analysemethoden genoemd (lit. 5.12, 5.13) waarbij men humuszuren en ligninesulfonzuren met behulp van fluorometrie bijzonder gevoelig kan analyseren. In verband met de vorming van trihalomethanen uit onder andere humuszuren bij de desinfectie van drinkwater met chloor, is het van belang deze humusstoffen te verwijderen met bijvoorbeeld actieve koolfilters. De mate van verwijdering van deze "precursors" zou mogelijk meer specifiek en gevoeliger dan bijvoorbeeld met TOC of UV-analyses gevolgd kunnen worden met fluorescentiemetingen.

De resultaten van de fluorescentiemetingen geven ongeveer dezelfde onderlinge verschillen te zien als de metingen van het TOC-gehalte en de UV-extinctie. De restverwijdering van fluorescerende verbindingen na 30.000 bv is beter dan voor TOC en voor UV-absorberende stoffen en bedraagt 15-50 %.

- Trihalomethanen (THM)

Voor onder andere chloroform (CHCl_3) is de cumulatieve belading berekend na 15.000 en 30.000 bv voor de zes koolsoorten. De resultaten zijn weergegeven in tabel 5.13. De cumulatieve belading over de gehele proefperiode is weergegeven in figuur 5.1 en 5.2.

$\Sigma \text{mg CHCl}_3/\text{kg kool}$

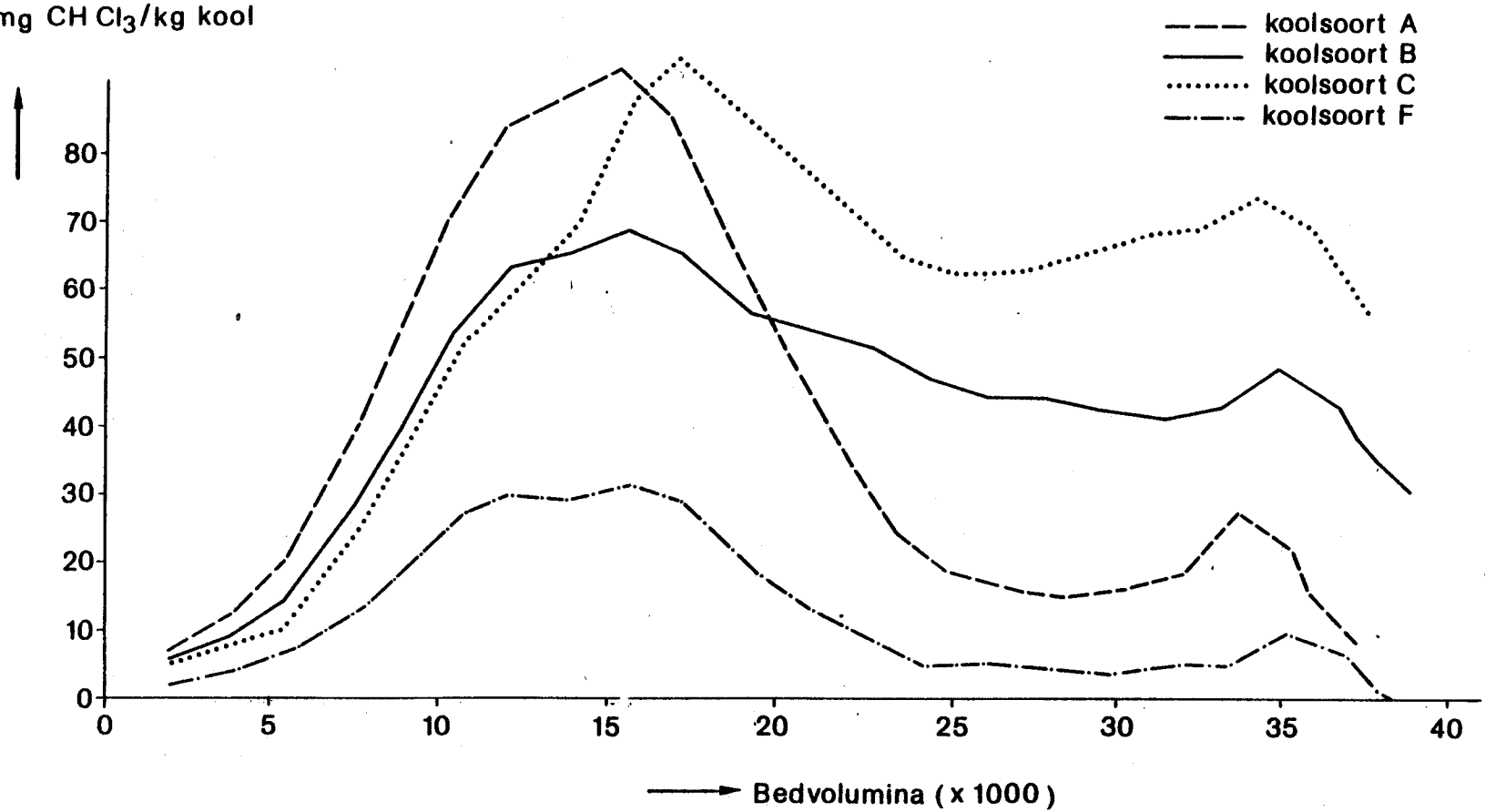
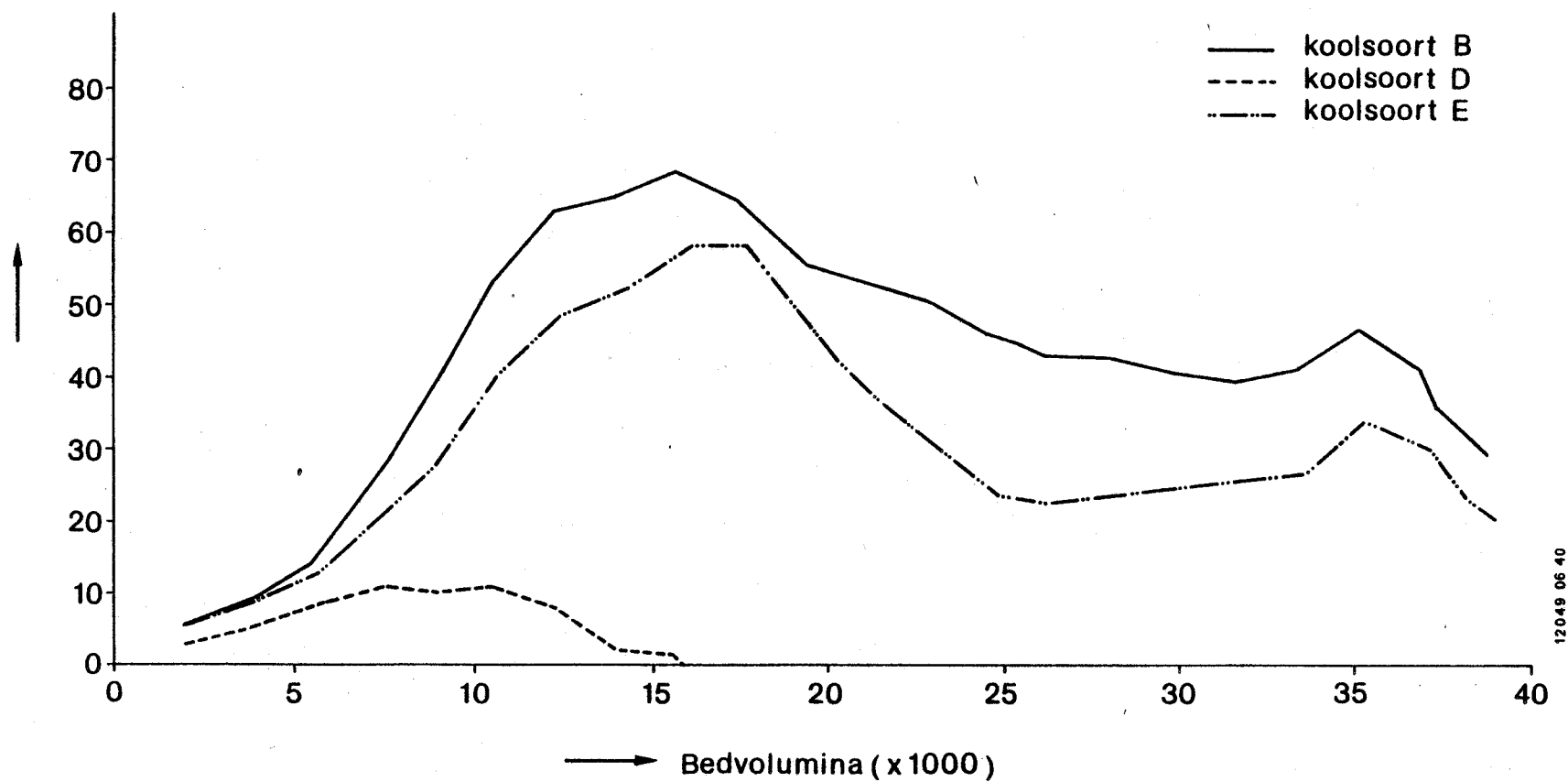


Fig. 5.1 : De cumulatieve belading aan chloroform als functie van de looptijd van het koolfilter voor koolsoorten A, B, C en F.

$\Sigma \text{ mg CHCl}_3/\text{kg kool}$



l. 5.2 : De cumulatieve belading aan chloroform als functie van de looptijd van het koolfilter voor koolsoorten B, E en D.

Tabel 5.13 Cumulatieve belading met chloroform
(mg/kg) van de koolsoorten bij 15.000
en 30.000 bv.

koolsoort	CHCl ₃ , 15.000 (mg/kg)	CHCl ₃ , 30.000 (mg/kg)
A	90	26
B	67	42
C	76	66
D	2	0
E	54	26
F	30	4

Uit tabel 5.13 en de figuren 5.1 en 5.2 blijkt dat koolsoort C voor CHCl₃-verwijdering het beste type is. Nr. D adsorbeert in het geheel geen THM, terwijl ook type F hiervoor geen goede keuze is. Tijdens de proefperiode is het influentgehalte aan CHCl₃ sterk wisselend geweest doordat achtereenvolgens wel of niet een transportchloring is toegepast. In de periode zonder transportchloring is de CHCl₃-concentratie in het influent gelijk aan nul. Hierdoor kan elutie van reeds geadsorbeerd CHCl₃ plaatsvinden. Hierbij blijkt dat alle koolsoorten deze elutie in sterke mate vertonen, zij het dat koolsoort C dit verschijnsel veruit in de geringste mate vertoont.

Bovengenoemde conclusies gelden eveneens voor de andere THM. Deze resultaten zijn hier niet weergegeven.

- Precursorverwijdering

Het precursorgehalte is bepaald met behulp van standaardaddities chloor bij kamertemperatuur met een restchloorcriterium van 0,5 mg chloor/l na 48 uur. Na deze reactietijd is het THM-gehalte bepaald.

Bij een influentwaarden van 80-90 µg THM/l wordt na 30.000 bv in het effluent een waarde gevonden van 50-60 µg THM/l, zonder grote verschillen tussen de koolsoorten. Alleen kooltype C is tot 20.000 bv minder werkzaam.

De verschillen in influent- en effluentgehalten zijn het best in overeenstemming te brengen met de fluorescentiemetingen. De relatie met de TOC- en UV-meting gaat niet op, terwijl juist deze parameters vaak gebruikt worden om de precursor-verwijdering te beoordelen.

- Amestest

In de gehele proefperiode zijn het influent en de effluenten van de koolfilters tweemaal onderzoek op mutageniteit aan de hand van de Ames-test, en wel na 20.000 en 32.000 bv. Het influent was in beide geval mutageen. Na 20.000 bv waren alle onderzochte effluenten niet mutageen. Na 32.000 bv waren alle onderzochte effluenten zwak mutageen, waarbij de mutagene stoffen na XAD-isolatie bij lage pH werden aangetroffen.

Een van de koolfiltereffluenten van 32.000 bv is gechloord met een dosering zoals in het bedrijf gebruikelijk is van 0,6 mg chloor/l. Dit had tot gevolg dat de mutageniteit sterk toenam.

- GC-MS-analyses

Gezien de reeds lage concentraties in het influent konden met behulp van deze analysetechniek geen verschillen tussen de koolsoorten worden aangetoond.

- EOCl-gehalte

Ook hier waren de gehalten in het influent altijd laag, zodat er geen onderscheid te maken was tussen de effluenten van de verschillende

kooltypen. De gehalten in de effluenten lagen in het algemeen beneden $1,0 \mu\text{g/l}$.

- OX op kool

Van de diverse kolommen zijn op 4 verschillende hoogtes koolmonsters genomen. Het gehalte lijkt niet te correleren met de cumulatieve CHCl_3 -belading.

- Hogere organismen, koloniegetallen en zuurstofverbruiken.

Gedurende de eerste 2 weken van de proefperiode (1000 bv) is een breekpunchloring in het bedrijf toegepast in plaats van een ozonisatie. Na het weer in bedrijf nemen van de ozonisatie duurde het geruime tijd (5.000 bv), mede door de lage watertemperatuur, voordat de biologische activiteit van de dubbellaagsfilters zich weer ontwikkelde. In deze periode waren de influentwaarden van de koloniegetallen en de aantallen hogere organismen dan ook veel hoger dan normaal.

De aantallen hogere organismen in de effluenten vertoonden onderling enige verschillen. Het duidelijkst was echter voor alle koolsoorten de relatie met de watertemperatuur. Bij de soorten organismen overheersten de raderdieren (10^2 - $10^4/\text{m}^3$) terwijl daaropvolgend afwisselend de wormachtigen en schaaldieren in de grootste aantallen (10 - $10^3/\text{m}^3$) voorkwamen.

De koloniegetallen bepaald bij 22°C na 7 dagen in de effluenten waren de eerste 5.000 bv hoog (circa 10^5). Na 5.000 bv trad een daling op in de effluenten tot circa 10^2 à 10^3 . Er waren geen verschillen tussen de koolsoorten.

Dit was wel het geval voor de koloniegetallen bepaald bij 22°C na 3 dagen. Alle effluentge-

tallen waren gedurende de gehele looptijd een factor 5 à 10 lager dan in het influent. Opvallend was dat er geen verschil tussen zomer en winter viel te constateren.

De relatie tussen het zuurstofverbruik en de wassertemperatuur was wel duidelijk aanwezig. Bovendien vertoonde koolfilters B, E en F hogere zuurstofverbruiken dan de andere filters.

Speciaal koolfilter B vertoonde af en toe hoge pieken (5-7 mgO₂/l) in het zuurstofverbruik.

De relatie van het zuurstofverbruik met de overige parameters zal nog nader worden beschouwd.

- Aanvullende gegevens

Uit dit onderzoek is gebleken, dat er korrelkolen geproduceerd worden die al dan niet bewust verschillende adsorptie-eigenschappen vertonen als functie van het molecuulgewicht en mogelijk andere kenmerken van de te adsorberen stoffen.

De ene kool dient veel vaker te worden teruggespoeld en vormt meer dood organisch materiaal en fijne kooldeeltjes dan de andere. Kooltype F diende veel frequenter gespoeld te worden dan de andere koolsoorten. Het spoelwater van deze koolsoort bevatte veel fijne kooldeeltjes. Bij koolsoort A trad vergruizing op, waarvan de deeltjes in het filtraat werden teruggevonden. Het vochtgehalte van de koolsoorten bij ontvangst was sterk verschillend. De filters zijn gevuld met gelijke volumina kool. De berekening van de belading heeft plaatsgevonden met behulp van de gewichtsbasis van de kool zoals deze is ontvangen. Het vochtgehalte is meerdere malen bepaald. De gevonden waarden zijn weergegeven in tabel 5.14.

Tabel 5.14 Vochtgehalte van de verschillende koolsoorten

Koolsoort	Vochtgehalte (%)
A	5,3
B	2,1
C	6,0
D	1,8
E	1,4
F	16,0

Uit de tabel blijkt dat slechts kooltype F sterk afwijkt van de overige koolsoorten. Hierdoor zou correctie van de beladingen mogelijk gewenst zijn.

Aan de hand van de doelstellingen zal door de Drinkwaterleiding van Rotterdam een uitspraak worden gedaan over de meest geschikte koolsoort(en). Bij het opstellen van dit hoofdstuk (medio 1981) was de eindrapportage van dit onderzoek nog niet voltooid.

5.6 Selectie van poederkool

5.6.1 Inleiding

Ook voor de selectie van poederkool zijn de door de leveranciers opgegeven specificaties, zoals joodgetal, fenoladsorptie en methyleenblauwadsorptie, onvoldoende.

Bij de keuze van het toe te passen poederkooltype is behalve de adsorptiecapaciteit ook de plaats in de zuivering van belang. Als er coagulatie plaatsvindt, wordt de poederkool bij voorkeur gedoseerd tegelijk met of juist voor de dosering van de chemicaliën. De deeltjesgrootte van de kool kan dan

zo klein mogelijk genomen worden omdat de bezinking in dat geval geen probleem vormt. Wordt geen coagulatie toegepast dan wordt met het oog op een betere bezinking van de kooldeeltjes bij voorkeur een wat grovere koolsoort toegepast, echter wel met een wat hogere adsorptiecapaciteit.

5.6.2 Laboratoriumtesten voor poederkool

De proeven worden in het algemeen uitgevoerd in een gestandaardiseerd bekerglasapparaat, dat ook voor coagulatieproeven wordt gebruikt.

De poederkool wordt als suspensie bij het te behandelen water gevoegd, waarna met een gedefinieerde roerenergie bij constante temperatuur gedurende een bepaalde tijd wordt geroerd. De roersnelheid moet zodanig zijn dat bezinking wordt voorkomen.

Het adsorptie-effect wordt berekend door in het behandelde en onbehandelde water na filtratie de beoogde parameters te bepalen.

Bij de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage zijn bekerglasproeven uitgevoerd met geïnfiltreerd Maaswater en twee poederkoolsoorten G en H. Hierbij zijn de volgende parameters bepaald: het KMnO_4 -verbruik, het TOC-gehalte, de UV-extinctie, de kleur en de smaak. Tot een dosering van 15 mg/l kool kan geconcludeerd worden dat de werking van beide koolsoorten elkaar weinig ontloopt, ondanks grote verschillen in de door de leverancier opgegeven specificaties (zie tabel 5.15).

Bij het Gemeentelijk Energiebedrijf te Dordrecht zijn bekerglasproeven uitgevoerd met Wantijwater en twee poederkoolsoorten G en I. Bij de proeven is 5, 10 en 25 mg/l kool gelijktijdig gedoseerd met een vlokmiddeldosering van 10 mg Fe^{3+} /l en een vlokhulpmiddeldosering van 0,5 mg/l wisprofloc 20.

De werking van het tweetal poederkoolsoorten werd beoordeeld op grond van de verwijdering van precursors voor trihalomethanen en reukstoffen.

Tabel 5.15 - Specificaties van drie poederkoolsoorten

		kool G	kool H	kool I
schudgewicht	g/l	600	670	410
vochtgehalte	%	2		2
asgehalte	%	6	4-8	8
fenoladsorptie	%	4		5,5
methyleenblauwads.%		5	5-8	15
jodiumgetal	mg/g	700	350-450	850
spec.opp.(BET)	m ² /g	500-600	400-500	750-850
deeltjesgrootte		10 µm.60 %		10 µm.77 %
verdeling		44 µm.22 %	<150 µm.100 %	44 µm.36 %
(natte zeving)		74 µm.10 %	< 74 µm. 90 %	74 µm.18 %
		150 µm. 3 %		150 µm. 4 %

Voor een dosering van 5 en 10 mg/l kool is er nauwelijks verschil in adsorptiecapaciteit voor reukstoffen en precursors van de beide koolsoorten. Bij een dosering van 25 mg/l kool blijkt koolsoort I een enigszins grotere adsorptiecapaciteit te hebben dan koolsoort G, overeenkomstig de specificaties (zie tabel 5.15).

5.6.3 Experimenten op semi-technische schaal met poederkool

In dezelfde periode als de bekerglasproeven is ook een vergelijkingsonderzoek met Wantijwater van poederkoolsoorten G en I uitgevoerd op semi-technische schaal bij GEB Dordrecht. In de proefinstallaties wordt een coagulatieproces gevolgd door een opwaartse vlokkenfiltratie uitgevoerd overeen-

komstig de praktijk van het zuiveringsbedrijf Baanhoek. De installatie is in duplo uitgevoerd, waardoor de processen zonder en met kooldosering direct vergeleken kunnen worden. Bij de proeven is 10, 20 en 40 mg/l kool gedoseerd. De werking van de poederkoolsoorten is weer gekarakteriseerd aan de hand van de verwijdering van reukstoffen en precursors.

Uit de resultaten is gebleken dat er geen verband bestond tussen de reuk- en precursorverwijdering en de looptijd van het filter. Er is dus geen additioneel filtratie-effect opgetreden.

Bij een dosering van 10 mg/l kool geven de beide koolsoorten slechts een gering adsorptie-effect te zien. Bij een kooldosis van 20 mg/l is koolsoort I beter dan koolsoort G voor zowel reuk- als precursorverwijdering. Bij een dosis van 40 mg/l kool is de adsorptie van reukstoffen voor beide koolsoorten weer gelijk. Voor de precursorverwijdering heeft een dosering van 40 mg/l van koolsoort I opnieuw een groter effect dan een gelijke dosis van koolsoort G. Voor koolsoort I is een dosis-effect relatie geconstateerd in tegenstelling tot koolsoort G.

5.6.4 Experimenten met poederkool in een praktijkinstallatie

In het produktiebedrijf Beerenplaat van de Drinkwaterleiding van Rotterdam is een vergelijkingsproef met twee typen poederkool (G en H) uitgevoerd op praktijkschaal met Biesboschwater na transport- en breekpuntchloring. In het bedrijf wordt poederkool gedoseerd tijdens het coagulatieproces. Tijdens de vergelijkingsproeven is het bedrijf in 2 parallelle takken gesplitst ten einde het mogelijk te maken om op beide kanalen 2 ty-

pen kool gelijktijdig te doseren. Achtereenvolgens zijn vergeleken:

- 10 mg/l kool G en 10 mg/l kool H
- 10 mg/l kool H en geen kooldosering
- 30 mg/l kool G en 30 mg/l kool H.

Hiertoe zijn de volgende parameters onderzocht: het TOC-gehalte, het THM-gehalte en de smaak.

Bij toenemende poederkooldosering treedt er een grotere verwijdering van TOC op. De beide koolsoorten blijken nauwelijks van elkaar te verschillen. Koolsoort G blijkt trihalomethanen aanzienlijk beter te verwijderen dan kooltype H. Ook voor de smaakverwijdering blijkt kool G licht de voorkeur te krijgen.

5.7

Conclusies in verband met toekomstig onderzoek

Het is gebleken dat tot op heden het selecteren van koolsoorten het beste ter plaatse kan worden uitgevoerd in proefinstallaties met het te behandelen water.

De beoordeling dient dan te geschieden op basis van die parameters, die het nauwst aansluiten bij de doelstellingen van koolgebruik.

In dit verband kunnen op dit moment duidelijke hiaten geconstateerd worden. Ten aanzien van de beperking van nagroei zal bij toekomstig onderzoek de inmiddels ontwikkelde AOC-bepaling (assimileerbaar organische koolstof) en ten aanzien van de verwijdering van toxische en mutagene stoffen zullen de in ontwikkeling zijnde toxiciteits- en mutageniteitstesten meegenomen moeten worden. De praktische toepasbaarheid van de tot op heden onderzochte laboratoriumtesten voor korrelkool is niet erg groot gebleken.

In verband met de lange duur van het selecteren van koolsoorten in proeffilters, bestaat er nog

steeds behoefte aan de ontwikkeling van laboratoriumtesten, welke sneller de werking van actieve kool voorspellen. Daarom lijkt het zinvol de reeds ontwikkelde EBI-testen te beproeven.

Hoewel bij de gebruikte doseringen geen relevante verschillen zijn geconstateerd voor de 3 onderzochte poederkoolsoorten, biedt wellicht een bekerglasproef toch goede mogelijkheden. Met deze proefopzet kunnen in korte tijd voor meerdere kooltypen en een groot aantal doseringen alle gewenste parameters onderzocht worden.

Uit de verrichte selectie-onderzoeken bij GWA, DWL Rotterdam en PWN kunnen enige overeenkomsten worden geconstateerd op het gebied van UV-extinctie-verlaging en TOC-verwijdering. Bij toekomstig onderzoek zou voor meerdere uit de doelstelling afgeleide parameters voor diverse watertypes vastgesteld moeten worden of deze overeenkomsten algemeen geldig zijn.

In dat geval kan daaropvolgend selectie-onderzoek mogelijk beperkt blijven tot een vergelijking van koolsoorten op één plaats.

In dit hoofdstuk is voornamelijk gekeken naar het adsorptieve gedrag van actieve kool. Er zijn echter ook andere parameters, die een rol spelen bij de keuze van een actieve kool zoals de regenererebaarheid, het behoud van adsorptievermogen en het koolverlies na regeneratie, de deeltjesgrootte, het gedrag in de praktijk (bedweerstand, slijtage bij transport) en de kosten zowel bij aankoop als bij regeneratie. Deze parameters zullen doorslaggevend zijn, wanneer het verschil in adsorptievermogen niet groot is.

5.8 Aanbevelingen voor verder onderzoek bij de selectie van koolsoorten

- Introductie van de bepaling van assimileerbare organische koolstof (AOC) ten behoeve van de beoordeling van nagroei in het leidingnet.
- Ontwikkeling van mutageniteits- en toxiciteits-testen (zoals Ames-test) ten behoeve van de beoordeling van doorslag van toxische stoffen.
- Beproeven van de laboratoriumtesten van onder andere het Engler Bunte Instituut.
- Onderzoek naar de aard van de precursor en naar de door chloring gevormde stoffen.

Literatuur

- 5.1 Sontheimer H., IWSA, 10th Congress, Brighton 1974.
- 5.2 Gomella C, Belle J.P., Auvray J. Tests de choix d'un charbon actif en grains pour le traitement des eaux. T.S.M. L'eau 1975, 523-535.
- 5.3 Hölzel G, H. Sontheimer. Untersuchungen zur Optimierung der Aktivkohleanwendung bei der Trinkwasseraufbereitung am Rhein unter besonderer Berücksichtigung der Regeneration nach thermischen Verfahren. DVGW Schriftenreihe Wasser nr. 101, 1978.
- 5.4 Testen van granulaire aktieve koolsoorten. Literatuuroverzicht RAK 78-17.
- 5.5 Kölle W. H. Sontheimer, L. Stieglitz.
Eignungsprüfung von Wasserwerks-Aktivkohle anhand ihres Adsorptionseigenschaften für organische Chlorverbindungen. Vom Wasser 44 (1975), 203.
- 5.6 Fuchs F, W. Kühn. Anwendung von Aktivkohlen zur Untersuchung von Wasser. Beurteilung von Aktivkohlen auf Grund ihres Verhaltens in Wasserwerks-Grossfilters. Veröffentlichungen Engler Bunte Institut. Heft 9, Karlsruhe 1975, p. 160.
- 5.7 Poggenburg W., B. Strack, B. Fokken,
H. Sontheimer. Optimierung der Aktivkohleanwendung bei der Trinkwasseraufbereitung. Veröffentlichungen Engler Bunte Institut Heft 12, Karlsruhe 1979.

- 5.8 V.d. Kooy D. Kwaliteitsverandering van drinkwater als gevolg van microorganismen in het distributiesysteem H₂O 12 (1979) p. 270.
- 5.9 Tweede interimrapport van het koolfiltratie onderzoek bij de GW Amsterdam, Leiduin, april 1980.
- 5.10 Montalvo Jr. J.G. en Ching-Gen Lee.
"Removal of organics from water: Evaluating Activated Carbon". Journal AWWA, blz. 211-215, april 1976.
- 5.11 Sylvia A.E et al.
"A method for evaluating Granual Activated Carbon Adsorption Efficiency." Journal AWWA, blz. 99-102, februari 1977.
- 5.12 Almgren T, et al.
"A fluorescence method for studies of spent sulfite liquor and humic substances in sea water."
Analytica Chimica Acta, 78 (1975) 411-422.
- 5.13 Brun, G.L., Milburn D.L.D.
"Automated fluorometric determination of humic substances in natural water." Analytical Letters, 10 (14), 1209-1219 (1977).

6 ERVARINGEN MET KORRELKOOLFILTERS OP SEMI-TECHNISCHE SCHAAL

6.1 Inleiding

Wanneer er gedacht wordt aan de bouw van een of meer actieve koolfilters als onderdeel van een zuiveringssysteem voor de drinkwaterbereiding, moet een keuze gemaakt worden uit een aantal technische en technologische ontwerpvariabelen.

Deze ontwerpvariabelen worden uitgebreid behandeld in hoofdstuk 7.

In dit hoofdstuk zal aandacht worden besteed aan de plaats van de koolfiltratie in de zuivering en aan de rol van de technologische ontwerpvariabelen. Dit betreft:

- a. de schijnbare lineaire snelheid, v
- b. de schijnbare contacttijd, τ
- c. de bedhoogte, h .

De ontwerpvariabelen zijn onderzocht aan de hand van de verwijdering van organische stoffen (gemeten als TOC-gehalte, UV-extinctie en KMnO_4 -getal) en de afname van het zuurstofgehalte.

Afsluitend zijn enige resultaten vermeld ten aanzien van de verwijdering van afzonderlijke stoffen zoals trichlooretheen.

De vermelde resultaten zijn verkregen met behulp van proefinstallaties op een aantal plaatsen in Nederland.

Tenzij anders vermeld zijn de proeven uitgevoerd met ROW 0,8 S.

6.2 De invloed van de zuiveringstrappen voorafgaande aan de koelfiltratie

6.2.1 Inleiding

De beweegredenen om een voorzuivering voor actieve koelfiltratie toe te passen kunnen zijn.

- Het tegengaan van afzettingen op en in de kool. Deze afzettingen maken frequent en intensief spoelen noodzakelijk en kunnen tevens tot een onvolledige reaktivatie leiden.
- Het minimaliseren van de hoeveelheid door de kool te adsorberen stoffen door een goedkoper voorzuiveringsproces om de looptijd zo lang mogelijk te maken.

Op semi-technische schaal is de invloed van de voorzuivering onder meer onderzocht te Zwolle bij de Waterleiding Mij. "Overijssel" N.V. met oevergrondwater, te Leiduin bij de Gemeentewaterleidingen Amsterdam met voorgezuiverd rivierwater na infiltratie in de duinen, in Wijk aan Zee bij het Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland ook met geïnfiltreerd voorgezuiverd rivierwater en te Dordrecht bij het Gemeentelijk Energiebedrijf met voorgezuiverd rivierwater.

6.2.2 Oevergrondwater te Zwolle

Het ruwe water in Zwolle is een mengsel van grondwater en oeverfiltraat en bevat naast ijzer, mangaan, ammonium, van de rivier afkomstige reuk- en smaakstoffen en organische en anorganische microverontreinigingen. Om de plaats van koelfiltratie in de zuivering vast te stellen zijn de volgende systemen onderzocht:

1	2	3
droogfiltratie	droogfiltratie	droogfiltratie
beluchting	beluchting	beluchting
	snelfiltratie	snelfiltratie
		ozonisatie-
koolfiltratie	koolfiltratie	koolfiltratie

Bij de koolfiltratie in gesloten filterketels is een filtratiesnelheid toegepast van 11 m/h (contacttijd 12 min.).

Bij enkelvoudige voorfiltratie (systeem 1) wordt het koolfilter zodanig belast met ijzer en mangaan dat na circa 450 uur teruggespoeld dient te worden. Een spoelsnelheid van 25 m/h moet gemiddeld 6 uur aangehouden worden om het slib voldoende te verwijderen (spoelverlies ruim 3 %). In vergelijking met systeem 2 treedt door deze ijzer- en mangaanafzettingen een geringe verlaging van de adsorptiecapaciteit op.

De combinatie ozon - actieve kool (systeem 3) geeft bij een dosering van 1 à 1,5 mg O₃/l geen noemenswaardige verbetering ten opzichte van actieve kool alleen (systeem 2). Het effect uit zich slechts in een extra verlaging van de UV-extinctie. Wanneer in het effluent een arbitraire bovengrens van de UV-extinctie van 3,75 m⁻¹ aangenomen wordt, betekent dat zonder ozon 100 dagen looptijd (12.000 bedvolumina; koolverbruik 29 g/m³) en met ozon 160 dagen looptijd (19.000 bedvolumina; koolverbruik 18,5 g/m³). Het extra effect van ozon bij deze proeven op de andere somparameters zoals kleur, KMnO₄-verbruik, TOC, EOC1 en op de organische microverontreinigingen is nihil. De belangrijkste reden hiervan is de zeer korte contacttijd van de ozon, die in de grootte orde ligt van 5 seconden.

Vanwege de relatief hoge belasting aan ijzer en mangaan enerzijds en het geringe effect van ozonisatie anderzijds is voor het toekomstige ontwerp van het produktiebedrijf voor dubbele filtratie (systeem 2) als voorzuivering gekozen.

De resultaten van dit systeem wijzen op een goede verwijdering van reuk- en smaakstoffen en van extraheerbare gechloreerde organische stoffen (EOCl) gedurende 80.000 bedvolumina (koolverbruik 4,5 g/m³). De fenolen worden tot niet meer dan 7000 bedvolumina (koolverbruik 50 g/m³) goed geadsorbeerd. De kwaliteit van het filtraat is bacteriologisch betrouwbaar.

6.2.3 Geïnfiltreerd water te Leiduin

Bij Gemeentewaterleidingen wordt water uit het Lekkanaal gecoaguleerd en gefiltreerd en na transport geïnfiltreerd in de duinen.

Voor de zuivering van dit duinwater zijn de volgende systemen toegepast.

1	2	3
ozonisatie		
snelfiltratie	snelfiltratie	
koolfiltratie	koolfiltratie	koolfiltratie
langzame zandfiltratie	langzame zandfiltratie	langzame zandfiltratie

De proeven zijn uitgevoerd bij een kontakttijd van circa 15 min. (filtratiesnelheid 8 m/h).

Hoewel beide systemen zonder ozonisatie geen grote verschillen vertonen in de kwaliteit van het produktwater, is er een belangrijk onderscheid in de schoonmaakfrequentie van zowel het koelfilter als het langzame zandfilter. De tijden tussen spoelingen van de koelfilters en de schoonmaakbeurten van

langzame zandfilters bedragen voor systeem 2 respectievelijk 1700 en 4000 uur en voor systeem 3 respectievelijk 100 en 1000 uur.

Het systeem met ozonisatie ($1,5 \text{ à } 2,0 \text{ mg O}_3/\text{l}$) geeft een eindprodukt met een lager organische stofgehalte uitgedrukt in TOC-gehalte, UV-extinctie, KMnO_4 -getal en kleur. De bijdrage van ozon aan de verlaging van het niveau van deze parameters is van dien aard dat een belangrijke verlenging van de looptijd (op basis van deze parameters) van de actieve koolfilters kan optreden. Het is de vraag of dit ook geldt voor de individuele oxideerbare toxische stoffen.

Bij een doorslag van de UV-extinctie in het effluent van 90 % bedraagt de looptijd van de koolfilters zonder ozon circa 50 dagen (4800 bedvolumina; koolverbruik 75 g/m^3) en met ozon ongeveer 170 dagen (16.000 bedvolumina; koolverbruik $22,5 \text{ g/m}^3$). Wordt het KMnO_4 -verbruik als parameter gebruikt dan is bij een toelaatbare waarde van 7 of 8 mg/l de looptijd van het koolfilter met O_3 2 à 2,5 maal zo lang.

Het grote nadeel van ozonisatie is de aanzienlijke nagroei die in het navolgende zuiveringssysteem en leidingnet kan optreden. Het bacteriegetal van het eindprodukt van systeem 1 ligt beduidend hoger dan van systeem 2.

Ondanks het feit dat ozonisatie als voorzuivering voor actieve koolfiltratie bij de zuivering van duinwater te Leiduin een eenduidig positief resultaat geeft, wordt de keuze tussen systeem 1 en 2 bemoeilijkt door de hogere bacteriegetallen in het eindprodukt van systeem 1. De keuze is bovendien afhankelijk van de kosten van ozonisatie en van de baten te weeg gebracht door een verlenging van de looptijd van de actieve kool. Vanwege de praktische bezwaren die kleven aan het frekwent reinigen

van het langzaam zandfilter zal systeem 3 niet als toekomstige zuivering toegepast worden.

6.2.4 Geïnfiltreerd water te Wijk aan Zee

Het Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland (PWN) heeft in Wijk aan Zee gedurende drie maanden twee systemen met elkaar vergeleken, met hetzelfde water als beschreven in paragraaf 6.2.3. Voor de zuivering zijn de volgende twee systemen toegepast:

<u>1</u>	<u>2</u>
snelfiltratie	snelfiltratie
	ozonisatie
infiltratie	infiltratie
beluchting	beluchting
snelfiltratie	snelfiltratie
koolfiltratie	koolfiltratie

Zonder uitgebreid op de resultaten in te gaan blijkt ozonisatie (3 mg O_3 /l) een verlaging te geven van de UV-extinctie, het $KMnO_4$ -verbruik, de smaak en het TOC-gehalte. Door de op de ozonisatie volgende infiltratie, beluchting en snelfiltratie blijken de resultaten van de koolfiltratie nauwelijks meer te verschillen. Dit levert vergelijkbare looptijden van de koolfilters in beide systemen op.

6.2.5 Oppervlaktewater na open voorraadvorming te Dordrecht

Ter vergelijking van de verschillende zuiveringsmethoden betreffende de verwijdering van een aantal organische stoffen zijn gedurende circa 1½ jaar koolfiltratie, ozonisatie en een combinatie

van beide processen naast elkaar bedreven.

De voorbehandeling van het Wantij (Rijn)water bij de verschillende proeven was hetzelfde en wel als volgt:

biologische voorzuivering in het spaarbekken

"De Grote Rug";

breekpuntchloring;

vlokvorming en vlokverwijdering ("upflow" filtratie);

snelfiltratie ("downflow" filtratie).

Met dit voorbehandelde water zijn de volgende combinaties beproefd:

1	2	3
	ozonisatie (1,5 mg/l)	ozonisatie (1,5 mg/l)
aktieve kool- filtratie		aktieve kool- filtratie

De koelfiltratieproeven zijn uitgevoerd in 1975 en 1976 bij een contacttijd van 12,7 min (schijnbare lineaire snelheid 5,9 m/h). De koelfilters werden eenmaal per week (800 bedvolumina) teruggespoeld met water tot een expansie van 20 %.

De combinatie ozonisatie/aktieve koelfiltratie geeft een duidelijk betere verwijdering te zien van reuk- en smaakstoffen dan ozonisatie of aktieve koelfiltratie alleen, hetgeen zich heeft geuit gedurende de gehele proefperiode van 1½ jaar (60.000 bedvolumina; koolverbruik 5 mg/l). Met aktieve kool alleen is gedurende 28 weken (22.000 bedvolumina; koolverbruik 17 mg/l) een betere verwijdering van reuk- en smaakstoffen geconstateerd dan met ozon (fig. 6.1).

Betreffende de verlaging van het KMnO_4 -verbruik vertoont aktieve kool, al dan niet gecombineerd met ozon, slechts gedurende 18 weken (14.000 bed-

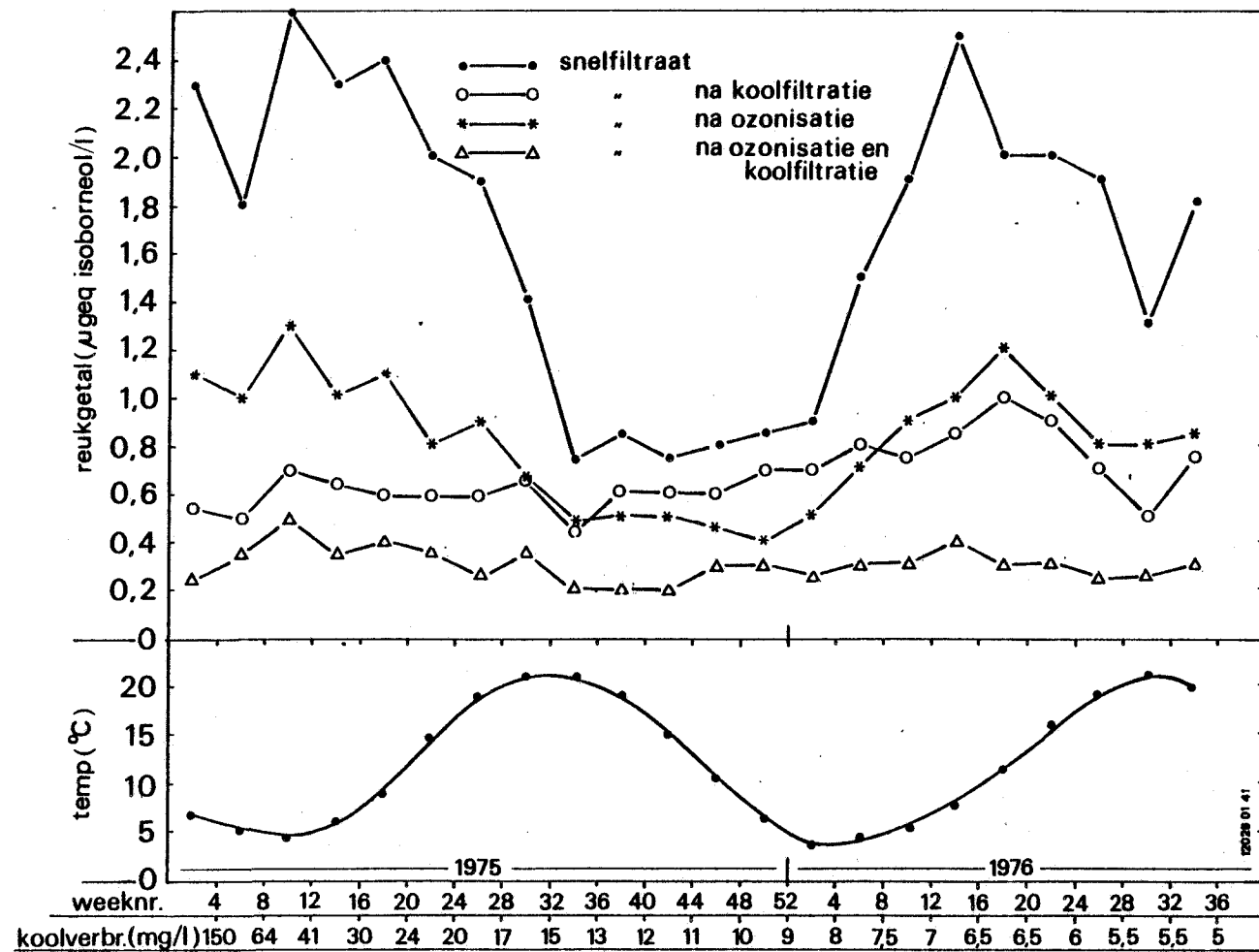


Fig. 6.1 Reukgetal vóór en na ozonisatie en/of koolfiltratie te Dordrecht.

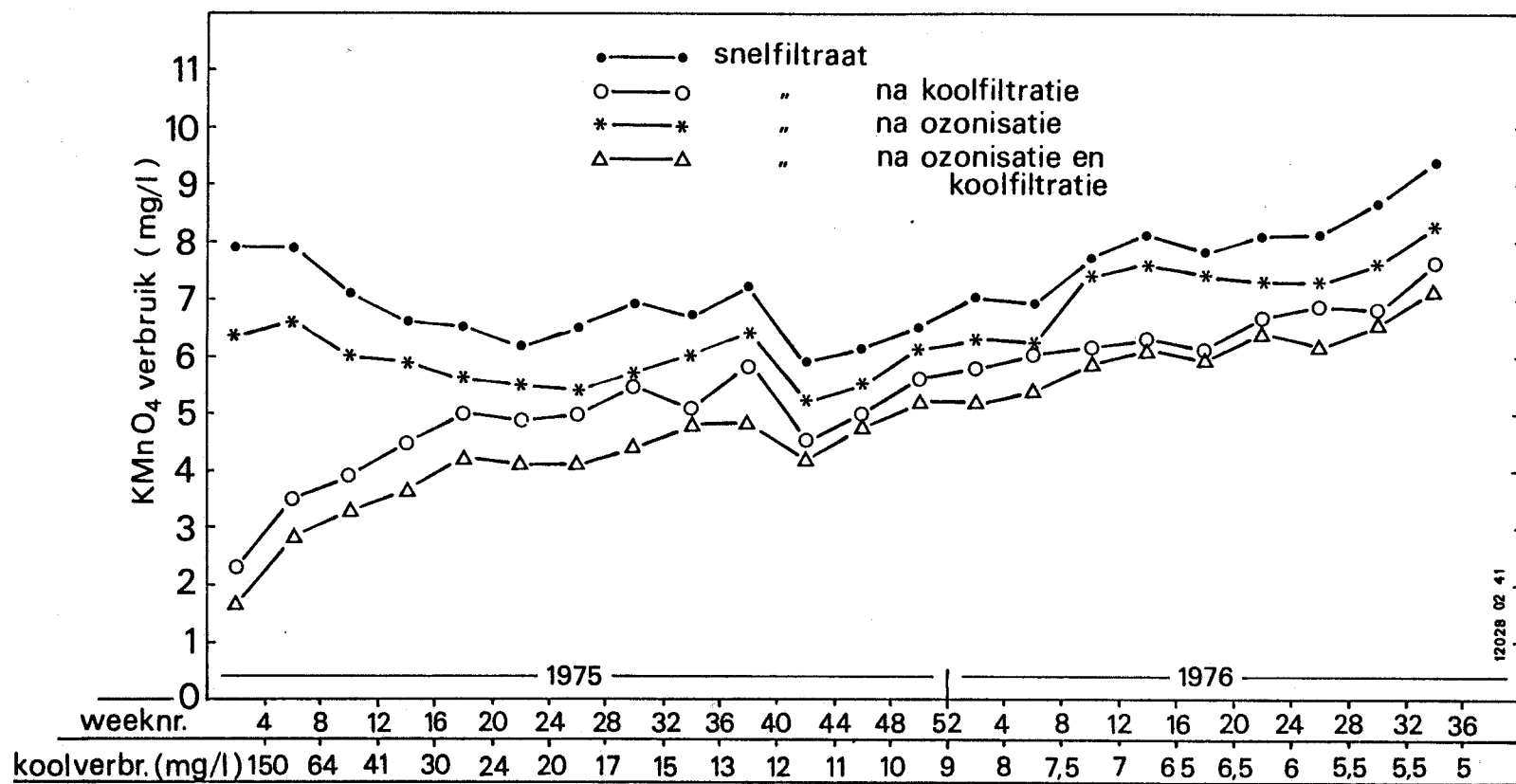


Fig. 6.2 KMnO_4 -verbruik vóór en na ozonisatie en/of koolfiltratie te Dordrecht.

volumina; koolverbruik 28 mg/l) een aanzienlijk verhoogd verwijderingspercentage ten opzichte van alleen ozonisatie (fig. 6.2).

Een verwijdering van organische microverontreinigingen, te weten cholinesteraseremmers, α HCH en γ HCH (lindaan) treedt met alleen ozonisatie niet op.

Aktieve koolfiltratie geeft een duidelijke reductie van deze stoffen te zien, vooral na voorafgaande ozonisatie.

Cholinesteraseremmers worden namelijk met alleen koolfiltratie gedurende 38 weken (30.000 bedvolumina; koolverbruik 12,5 mg/l) verwijderd en met ozonisatie/koolfiltratie is dit het geval gedurende 50 weken (40.000 bedvolumina; koolverbruik 9 mg/l). Hierbij treedt in beide gevallen gedurende de rest van de proefperiode nog gedeeltelijke verwijdering op.

α HCH wordt volledig verwijderd met alleen koolfiltratie gedurende 38 weken (30.000 bedvolumina; koolverbruik 12,5 mg/l) en met de combinatie ozonisatie/ koolfiltratie gedurende 54 weken (43.000 bedvolumina, koolverbruik 8,5 mg/l). Hierna wordt ook in deze gevallen nog een duidelijke reductie geconstateerd.

γ HCH (lindaan) geeft gedurende de gehele proefperiode een duidelijke verwijdering te zien tot een constant eindniveau. Er bestaat echter geen verschil in werking tussen alleen koolfiltratie en de combinatie ozonisatie/koolfiltratie.

6.2.6 Discussie over de invloed van voorzuivering op de koolfiltratie

Bij de zuivering van alle watertypen zal ten minste één zandfiltratie voor koolfiltratie toegepast

moeten worden. In het geval van duinwater wordt frekwent spoelen van het koolfilter en regelmatig schrapen van het langzaam zandfilter voorkomen.

In Zwolle is duidelijk gebleken dat zonder een adequate voorzuivering het koolfilter onaanvaardbaar intensief gespoeld dient te worden. Het onderscheid in spoelprocedure ligt mogelijk in het feit dat de ijzer- en mangaanvlokken afkomstig van grondwater sterker aan de kooldeeltjes hechten dan het zwevend materiaal uit oppervlaktewater.

Een gunstig effect van ozon op de looptijd van een koolfilter voor wat betreft de reductie van TOC-gehalte, UV-extinctie, KMnO_4 -getal, reuk en smaak is geconstateerd te Leiduin en Dordrecht en niet te Zwolle en in Wijk aan Zee. Zowel de aangeboden waterkwaliteit, de zuiveringsstappen tussen ozonisatie en actieve koolfiltratie als de technische uitvoering van de ozonisatie kunnen hiertoe bijdragen.

Indien ozonisatie wordt toegepast om de looptijd van koolfilters te verlengen, moeten de kosten ervan afgewogen worden tegen een besparing op het koolverbruik.

Het verschil in de kwaliteit van het te zuiveren water kan tevens een andere bacteriologische gesteldheid van het eindprodukt veroorzaken. Het oevergrondwater te Zwolle is bacteriologisch vergelijkbaar met grondwater. Het geïnfiltreerde water te Leiduin, dat via een open winning gewonnen wordt, is bacteriologisch extra belast.

Resumerend kan gesteld wordt dat in alle gevallen snelfiltratie als voorzuivering voor koolfiltratie vereist is. In alle gevallen waar het effect van ozonisatie bekeken kon worden, had dit een gunstige invloed op de kwaliteit van het effluent van het koolfilter. Bacteriologische en kostenaspecten kunnen het gebruik van ozonisatie als voorzuive-

ringsstap nadelig beïnvloeden.

6.3 Invloed van enkele procesvariabelen op de verwijdering van organische stoffen

6.3.1 Inleiding

In dit deel zal de rol van enkele ontwerp-variabelen ten aanzien van de reductie van de groepsparameters DOC, UV-extinctie en KMnO_4 -verbruik nagegaan worden. Ook de bacteriële afbraak, met als gevolg zuurstofverbruik, zal de aandacht krijgen. Van de drie variabelen, filtratiesnelheid v , contacttijd τ en bedhoogte h , kunnen er twee vrij gekozen worden. De derde ligt dan vast. Op grond van simpele stofoverdrachtsmodellen (zie hoofdstuk 3) blijkt, dat de looptijd van een bepaald filter, voor een bepaalde watersoort zowel van de contacttijd als van de filtratiesnelheid afhangt.

Onderscheid kan dan gemaakt worden in de looptijd als functie van τ bij constante v ; $t(\tau)_v$ en de looptijd als functie van v bij constante τ ; $t(v)_\tau$. In theorie kan door het bepalen van doorbraakkrommen van een bepaalde kwaliteitsparameter soms één eenduidige waarde voor de looptijd gevonden worden, wanneer aan die kwaliteitsparameter een bepaalde eis gesteld wordt. Wanneer variabelen zoals temperatuur en veranderde watersamenstelling een rol spelen, kan dit niet bereikt worden.

Tabel 6.1 geeft een overzicht van de proefinstallaties, van de soort water, de zuiveringsstappen voor de kool en de trajecten van de ontwerpparameters.

Tabel 6.1 Beschrijving van de proefinstallaties

plaats	watertype met voorbehande- ling	contact- tijd (min)	filtr. snelh. (m/h)	bed- hoogte (m)
Leiduin	Oranjekom snelfiltratie	3-40	3-15	0,15-3
Weesperkarspel	Loenderveense- plassen (ozonisatie)	5-30	6	0,5 -3
Andijk	IJsselmeer breekpuntchlo- ring coagulatie snelfiltratie	7,5-30	2,5-20	1,25-5
Spannenburg	grondwater snelfiltratie	6-34	8	1-4
Zwolle	oevergrond- water snelfiltratie	3-13	10,7	2,3
Rotterdam	Kralingen coagulatie snelfiltratie	1-24	7,5-30	0,5 -3

6.3.2 Invloed van de contacttijd (τ) op de looptijd

Allereerst zal nagegaan worden wat de theorie voorspelt in zeer simpele gevallen (één adsorbeerbare component). In hoofdstuk 3 wordt vermeld dat voor het systeem nitrobenzeen/water de doorbraak voor een hele reeks waarden van de ontwerpparameters beschreven kan worden met behulp van de Zhilov vergelijking. In dat geval kan voor niet al te lage waarden van de bedhoogte bewezen worden dat bij constante filtratiesnelheid de looptijd een zeer simpele lineaire functie is van de contacttijd:

$$t(\tau)_v = A\tau$$

De grootheid A, die een fysische betekenis heeft (het is de reciproke waarde van de frontsnelheid) is onder andere een functie van het kooltype, de filtratiesnelheid, de eis aan het effluent en de soort adsorbaat. Dit impliceert, dat indien A ongeveer een is ook bij toenemende bedhoogte het koolverbruik, bij constante v, onafhankelijk is van de contacttijd.

In drie gevallen geldt de bovenstaande simpele relatie zeker niet en wel:

- a voor lage waarden van de bedhoogte;
- b zodra niet meer voldaan wordt aan de voorwaarde die aan de Zhilov-vergelijking ten grondslag ligt namelijk de aanwezigheid van een "constant-pattern" (lit. 6.1) (een situatie, waarbij het doorbraakfront in de kolom parallel aan zichzelf verschuift). In dat geval zal de looptijd bij toename van de contacttijd minder sterk toenemen dan overeenkomt met een lineaire relatie;
- c zodra er biologische afbraakprocessen in het filter optreden en de bijdrage hiervan afhankelijk is van de contacttijd.

Bij de verwerking van de gegevens van de diverse proefinstallaties bleken de resultaten tegenstrijdig. Ze kunnen als volgt worden samengevat:

- a in Zwolle, Weesperkarspel en Spannenburg wordt een vrijwel lineaire relatie tussen looptijd en contacttijd, bij constante v, gevonden (volgens de hiervoor beschreven theorie);
- b in Andijk, Leiduin en Rotterdam neemt de looptijd bij toename van de contacttijd sterker toe dan op grond van een lineaire relatie verwacht kan worden (in afwijking van de theorie).

6.3.3 De invloed van de filtratiesnelheid (v) op de looptijd

Deze functie is slechts op drie plaatsen onderzocht. Elders (lit. 6.2) is reeds uitvoerig gerapporteerd over de in Andijk en Rotterdam verkregen resultaten. De eindconclusie luidde, dat de invloed van de filtratiesnelheid bij constante τ gering is, althans veel kleiner is dan die van de contacttijd bij constante v. De in 1978 in Leiduin uitgevoerde proeven bevestigen deze conclusie min of meer. Het "constant-pattern" gedrag voorspelt een verlenging van de looptijd bij een afname van de filtratiesnelheid. Dit effect is op deze drie plaatsen dus niet gevonden.

6.3.4 Het zuurstofverbruik

Terwijl in Spannenburg grondwater en in Zwolle oevergrondwater is gebruikt met een vrijwel van het seizoen onafhankelijke watertemperatuur, werd in de overige installaties uitgegaan van oppervlaktewater.

Elders (lit. 6.2) is reeds uitvoerig gerapporteerd over de in Andijk waargenomen sterke invloed van de seizoengebonden parameters (temperatuur, watersamenstelling) op de reductie van de groepsparameters, een reductie die gedurende de "zomerperiode" aanzienlijk groter bleek te zijn (zowel qua grootte als qua duur) dan in perioden met lagere watertemperaturen.

Deze grotere reductie van de groepsparameters ging gepaard met een grotere daling van het zuurstofgehalte van water over de kool. Bij een contacttijd van 30 minuten daalde het zuurstofgehalte gedurende de "winterperiode" met ongeveer 1 g/m³; in de "zomerperiode" bedroeg deze daling 4 à 6 g/m³.

Dezelfde verschijnselen werden ook waargenomen in Leiduin en Rotterdam. In Weesperkarspel en Zwolle bedroeg deze daling circa 1 g/m^3 over het gehele jaar, dat wil zeggen onafhankelijk van het seizoen. Deze verschijnselen kunnen vooral in de zomer duiden op een substantiële bijdrage van biologische processen aan de reductie der groepsparameters.

Zowel in Andijk als in Leiduin is gekeken naar de variatie van het zuurstofverbruik met de contacttijd en de filtratiesnelheid. Het relatieve zuurstofverbruik bleek toe te nemen met toename van de contacttijd, terwijl een geringe toename geconstateerd werd bij afname van de filtratiesnelheid.

6.3.5 Discussie en conclusies

De tot nu toe beschreven waarnemingen aangaande de verwijdering van de organische stoffen, gemeten als DOC, UV-extinctie en KMnO_4 -verbruik kunnen als volgt samengevat worden:

- a in de proefinstallaties te Leiduin, Andijk en Rotterdam treden gedurende de zomerperiode biologische afbraakprocessen op, waardoor de looptijd sterker toeneemt dan volgens een lineaire relatie met de contacttijd;
- b in Weesperkarspel, Zwolle en Spannenburg treedt slechts een geringe biologische aktiviteit op en gelden lineaire relaties voor looptijd en contacttijd;
- c de looptijd is weinig of niet afhankelijk van de filtratiesnelheid;
- d het zuurstofverbruik neemt in geringe mate toe bij lagere filtratiesnelheden en in aanzienlijke mate bij langere contacttijden.

Het lijkt dan ook plausibel om te veronderstellen dat de in de proefinstallaties te Leiduin, Andijk en Rotterdam waargenomen sterkere toename van $t(\tau)_V$ dan met $t(\tau)_V = A$ en het zwakke karakter of de afwezigheid van de relatie $t(v)_T$ toegeschreven kan worden aan een relatief grote bijdrage van biologische processen aan de reductie van de groepsparameters. Helaas kan het bovenstaande niet overal aangetoond worden onder andere door de onnauwkeurigheid in de meting van ΔO_2 over de kool, het te geringe aantal metingen van deze parameter en door het feit dat in Zwolle, Weesperkarspel en Spannenburg de functie $t(v)_T$ niet onderzocht is.

Men dient zich, alvorens bovenstaande gegevens te generaliseren een aantal dingen zeer duidelijk te realiseren. Er wordt hier gesproken over de reductie van de groepsparameters. Een bedrijf dat uitsluitend geïnteresseerd is in de reductie van voor de consument toxische bestanddelen, zal misschien een andere relatie $t(\tau)$ vinden dan hierboven beschreven is. Daarnaast moet men bedenken dat het hier mede biologische afbraakprocessen betreft die niet leiden tot volledige afbraak, hoewel ook een extra TOC-reductie duidelijk is waargenomen.

Streeft men een reductie van het gehalte aan toxisch materiaal na door een vergaande reductie van de groepsparameters, dan kan het optreden van de biologische afbraakprocessen een vertekend beeld geven.

Voor die plaatsen waar de relatie $t = A\tau$ gevonden is zou in die gevallen waar A ongeveer een is voor een korte contacttijd gekozen kunnen worden. Men dient zich echter te realiseren dat de theorie in dat geval een afname van de looptijd met de filtratiesnelheid voorspelt. Een lage waarde van de contacttijd impliceert hoge waarden van de filtra-

tiesnelheid of lage waarden van de bedhoogte. Helaas is dit op die plaatsen waar $t = A\tau$ gevonden werd geen punt van onderzoek geweest.

6.4 Verwijdering van specifieke verbindingen

6.4.1 Inleiding

Vanaf 1976 is door enige waterleidingbedrijven onderzoek met proefinstallaties verricht naar de verwijdering van specifieke verbindingen met behulp van actieve koolfiltratie. In paragraaf 6.4.2 tot en met 6.4.4 zijn als voorbeeld enige onderzoeksresultaten weergegeven.

6.4.2 Verwijdering van precursors voor trihalomethanen

In 1979 is bij het GEB te Dordrecht onderzoek verricht naar de verwijdering van precursors voor trihalomethanen door middel van actieve koolfiltratie. Het onderzoek is uitgevoerd met zowel gezuiverd grond- als oppervlaktewater.

De contacttijd in de koolfilters bedroeg 20 minuten bij een schijnbare lineaire snelheid van 3 m/h.

De verwijdering van de precursors is bepaald aan de hand van de meting van de gevormde THM bij een zekere chlooradditie in het water voor en na koolfiltratie.

In het gezuiverde oppervlaktewater wordt bij chloring 0,64 $\mu\text{mol/l}$ THM gevormd, waarvan 0,25 $\mu\text{mol/l}$ CHCl_3 . Door koolfiltratie wordt gedurende de eerste 10-12 weken (5500 bedvolumina) de THM-vorming minimaal 60 % verlaagd (zie figuur 6.3). In de eerste 15-16 weken van de looptijd (7800 bedvolumina) neemt na koolfiltratie de chloroformvorming met minimaal 75 % af. Deze percentages nemen daar-

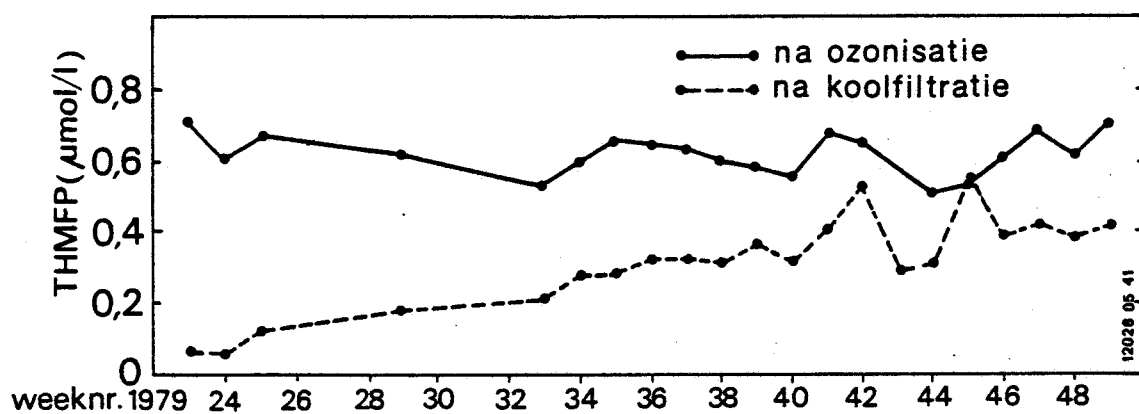


Fig.63 De verwijdering van precursors door actieve koolfiltratie te Dordrecht.
Vóórzuivering: coagulatie, snelfiltratie, ozonisatie.
Contacttijd: 20 min.

na af en stabiliseren zich op respectievelijk 35-40 % en 60-65 % tot aan het einde van de looptijd (circa 6 maanden; 13000 bedvolumina).

Na koolfiltratie wordt alleen gedurende de eerste 2 weken bij chloring 70 % minder bromoform gevormd. Bij langere looptijden wordt na koolfiltratie zelfs een verhoogd bromoformgehalte gevonden. In het gezuiverde grondwater wordt bij chloring 1,08 $\mu\text{mol/l}$ THM en waarvan 0,79 $\mu\text{mol/l}$ CHCl_3 gevormd. Na actieve koolfiltratie worden bij chloring aanvankelijk 90 % minder THM en 90 % minder CHCl_3 gevormd. Deze percentages nemen daarna af tot 45 respectievelijk 60 %, welke percentages bereikt worden na 11 weken (5500 bedvolumina).

6.4.3 Verwijdering van trichlooretheen

In de jaren 1976-1977 werd vastgesteld, dat op verschillende plaatsen in Nederland het grondwater bestemd voor drinkwatervoorziening verontreinigd was door trichlooretheen (TCE) en in geringe mate door tetrachlooretheen, tetrachloorkoolstof en chloroform. De variaties van de gehalten van de verontreinigingen bij de proefnemingen met koolfiltratie zijn in tabel 6.2 vermeld.

Tabel 6.2 - Gehalten van verontreinigingen in $\mu\text{g/l}$ te Zeist en Hilversum

	Zeist	Hilversum
Trichlooretheen	550-700	42-721 (3-44)
Tetrachlooretheen	$\pm 0,5$	3-101 (1-20)
Tetrachloorkoolstof	--	0,1-2,1 --
Chloroform	$\pm 1,2$	-- --

() na beluchting 4e proefserie.

Door de Inspectie van de Volksgezondheid is als voorlopige norm gesteld, dat in het drinkwater niet meer dan 1 µg/l van elk van bovengenoemde koolwaterstoffen aanwezig mag zijn. De verwijdering van deze stoffen kan plaatsvinden door beluchting of koolfiltratie.

In Zeist zijn proeven uitgevoerd met de reaktiveerbare ROW I en de niet-reaktiveerbare PK 1-3 koolsoorten (lit 6.3). Gefiltreerd werd met een snelheid van 15 m/h, bedhoogte 2 m, contacttijd 8 minuten. Ter verwijdering van de afgefiltreerde ijzer- en mangaanverbindingen werd aanvankelijk regelmatig gespoeld, hetgeen betrekkelijk korte looptijden van 30 tot 40 dagen ($\pm$ 5300 bedvolumina) tot gevolg had. Door het bed in een gefixeerde vorm te spoelen, om een verstorting van de oorspronkelijke bedopbouw te voorkomen werd de looptijd van de ROW-koolfilter met een factor $\pm$ 4 verlengd tot 20.800 bedvolumina (koolverbruik 20,2 mg/l) bij een bedrijfscriterium voor doorslag van 6 µg TCE/l. Bij dit onderzoek werd een looptijd van 14.500 bedvolumina (koolverbruik 29 mg/l) bij de norm voor doorslag van 1 µg/l vastgesteld (lit. 6.3). Afhankelijk van de TCE-concentratie in het effluent werden maximale beladingen gemeten van: 61 g TCE/kg kool bij 700 µg/l in de waterfase en 51 g TCE/kg kool bij 550 µg/l.

Vanwege de afzetproblemen met niet-reaktiveerbare kool en omdat de looptijd van de reaktiveerbare ROW-kool drie maal zo lang is als bij de niet-reaktiveerbare PK 1-3 kool, werd in Zeist besloten ROW-kool te gaan toepassen. In Zeist is het door het hoge gehalte aan ijzer- en mangaanvlokken in het influent noodzakelijk, dat de koolfilters regelmatig worden gespoeld. Door de grote invloed

van de hogere belading en het ijzer en mangaan in de kool op het soortelijk gewicht van de kool, vindt bij het spoelen verstoring van de oorspronkelijke bedopbouw plaats. Dit heeft tot gevolg dat bij het filtreren desorptie plaatsvindt, hetgeen de looptijd ongunstig beïnvloedt. Mede om dit verschijnsel te verminderen en om een hogere belading bij het regenereren te verkrijgen is in Zeist besloten twee koolfilters in serie te plaatsen, waarbij de filters bij toerbeurt als eerste filter wordt geschakeld (pseudo moving bed).

In de jaren 1977 tot en met 1979 zijn in Hilversum vier proefseries met twee koolfilters uitgevoerd. Bij deze proeven was het gehalte van de verontreinigingen sterk wisselend, reden om veel aandacht te besteden aan beluchting, waardoor de belasting van de koolfilters wordt verminderd (proefserie 4). De bedhoogte van de koolfilters was 2,4 m, filtrerend oppervlak 3,7 m², koolvolume 8,9 m³ per filter. De condities bij de vier proefseries zijn in tabel 6.3 weergegeven.

Tabel 6.3 Condities van de proefkoolfilters te Hilversum

proefserie	1	2	3	4
looptijd	130977/ 240178	060278/ 240478	160578/ 180978	281178/ 080879
koolsoort				
filter 1	RBWI	RBWI	RBWI	ROWI
filter 2	RBWI	ROWI	RBWI	RBWI
filtratie- snelheid, m/h				
filter 1	13,5	10,8	8,1	8,1
filter 2	6,8	10,8	8,1	8,1
contacttijd, min				
filter 1	10,7	12	17	17
filter 2	21,4	12	17	17
TCE-gehalte, µg/l				
max	721	523	290	44
gem	331	166	144	20
min	62	45	42	3

Bij de sterk wisselend belaste koolfilters van de 1e proefserie vond reeds na 8.200 bedvolumina (koolverbruik 47 mg/l) doorslag plaats. Uit berekeningen bleek, dat in de bovenste 70 cm koolbedlaag de belading bij het filter met 21,4 minuten contacttijd slechts 10 % hoger was dan bij het koolfilter met een contacttijd van 10,7 minuten. Hierbij dient wel rekening gehouden te worden met de sterk wisselende belasting.

Bij de 2e en 3e proefserie was het niet mogelijk om de juiste looptijd voor de TCE verwijdering vast te stellen, ten gevolge van de sterk wisselende belasting en doordat achtergebleven beladen kool desorptie veroorzaakte.

Bij de 4e proefserie met een aanzienlijk lagere

belasting van $\pm 30 \mu\text{g/l}$ bedroeg de looptijd voor ROW I 216 dagen (17.500 bedvolumina, koolverbruik 24 mg/l) dit te vergelijken met 14.500 bedvolumina (koolverbruik 29 mg/l) te Zeist, wanneer als norm voor de maximale doorslag $1 \mu\text{g/l}$ wordt aangehouden. Bij de koolsoort RBW I werd een looptijd van 307 dagen berekend. Dit komt overeen met 24.000 bedvolumina (koolverbruik $19,4 \text{ mg/l}$).

Het verschil in deze looptijden wordt echter door de hogere prijs van RBW I gecompenseerd, zodat het voor de trichlooretheenverwijdering niet uitmaakt, welke van deze twee koolsoorten wordt gekozen.

6.4.4 Verwijdering van diverse organische microverontreinigingen

Het oevergrondwater te Zwolle bevat een groot aantal organische microverontreinigingen. Het gehalte aan gechloreerde pesticiden ligt veelal beneden de detectiegrens. De fosforhoudende pesticiden (gemeten via de cholinesteraseremming en uitgedrukt in $\mu\text{g/l}$ parathion) variëren in concentratie tussen $0,05$ en $0,10 \mu\text{g/l}$. De met behulp van concentratietechnieken (Grob-gasuitdrijving en XAD-harsadsorptie) en gaschromatografie bepaalde stoffen liggen op een niveau van $0,01$ tot $0,05 \mu\text{g/l}$, met uitzondering van enkele gechloreerde koolwaterstoffen zoals: di- en trichloorbenzenen en bishloorisopropylether, waarvan de gehalten liggen tussen $0,2$ en $4 \mu\text{g/l}$.

Het effect van koolfiltratie op deze microverontreinigingen is een belangrijke doelstelling van het onderzoek geweest.

De gefosfateerde pesticiden worden matig geadsorbeerd. Het verwijderingspercentage ligt tussen 20 en 50% tot circa 50.000 bedvolumina en tussen 0 en 30% tot 80.000 bedvolumina.

De verwijdering van de gechloreerde koolwaterstoffen is goed. Voor p-dichloorbenzeen varieert het verwijderingspercentage tussen 75 en 95 % onafhankelijk van het aantal doorstroomde bedvolumina. De adsorptie van o-dichloorbenzeen is nagenoeg volledig (95 à 100 % verwijdering) gedurende de gehele proefperiode van 2¹/₄ jaar.

Gezien de hoge concentratie van bishloorisopropylether in het aanvoerwater (tussen 1 en 4 µg/l) is een goede adsorptie van deze stof gewenst. Het verwijderingspercentage ligt tussen 80 en 100 % en de concentratie in het filtraat is maximaal 0,4 µg/l.

Voor alle bovengenoemde stoffen is geen duidelijke relatie gevonden tussen de hoeveelheid gefiltreerd water en het gehalte in het filtraat. Van alle andere geïdentificeerde stoffen ligt zoals reeds vermeld de concentratie in het aanvoerwater vrij laag en bedraagt de verwijdering 90 tot 100 %; met uitzondering van tolueen, ethylbenzeen en o, m, p-xyleen.

Gezien de lage aanvoerconcentratie van maximaal 0,4 µg/l van deze stoffen is een gering verwijderingspercentage echter niet verontrustend.

Voor een aantal waargenomen stoffen in het oevergrondwater te Zwolle is een duidelijke verlaging in concentratie gewenst. Over het algemeen komt koelfiltratie hiervoor in aanmerking. Deze organische microverontreinigingen worden te Zwolle dan ook redelijk tot zeer goed verwijderd door filtratie over korrelkool.

In het kader van de verwijdering van afzonderlijke organische microverontreinigingen door actieve koelfiltratie is naast het hier gepresenteerde werk nog veel meer onderzoek verricht. Dit onderzoek is veelal uitgevoerd met behulp van vloeistof vloeistof-extractie gevolgd door gaschromatografie

en massaspectrometrie. Deze gegevens kunnen door lage isolatierendementen onvolledig zijn, waardoor aanvullend onderzoek met aanvullende concentratietechnieken voor meerdere watertypes gewenst is.

6.5 Suggesties voor verder onderzoek

- a. In dit hoofdstuk is voornamelijk de invloed van voorzuivering, contacttijd en snelheid op de verwijdering van organische stoffen gemeten als TOC, UV-extinctie en KMnO_4 -getal beschreven. Zoals vermeld in hoofdstuk 2 krijgt tegenwoordig echter vooral de verwijdering van toxische en mutagene stoffen de aandacht. Daarom is het gewenst toekomstig proefinstallatie-onderzoek vooral te richten op deze doelstelling.
- b. Nader onderzoek naar de verwijdering van afzonderlijke organische stoffen met behulp van de isolatietechnieken gasuitdrijving en XAD-harsadsorptie.
- c. Onderzoek naar de verwijdering van bijvoorbeeld trichlooretheen als functie van het TOC-gehalte in het influent.
- d. Nader onderzoek naar de oorzaak van de verschillen in de relatie tussen de looptijd en de contacttijd bij verschillende bedrijven.
- e. Onderzoek naar de seizoenafhankelijkheid van de werking van het koelfiltratieproces.
- f. Onderzoek naar het optimale spoelregime van korrelkoelfilters in relatie tot de kwaliteit van het effluent.

Hiernaast speelt actieve koelfiltratie een belangrijke rol in de problematiek betreffende de neveneffecten van de chlooring. Op alle zaken die hier betrekking op hebben zij verwezen naar het in bewerking zijnde overzichtsrapport op dit gebied (lit 6.4.).

Literatuur

- 6.1 Vermeulen Th., G. Klein, N.K. Hiester:
Adsorption and ion exchange, section 16 of;
R.H. Perry and C.H. Chilton Chemical
Engineers Handbook, fifth Edition,
New York 1969.
- 6.2 Lier W.C. van, A. Graveland, J.J. Rook en
L.J. Schultink.
Erfahrungen mit Versuchsanlagen zur Aktiv-
kohle- Anwendung in den Niederlanden,
blz. 142 von Veröffentlichungen des Bereichs
und des Lehrstuhls für Wasserchemie, Heft 9,
Karlsruhe 1975.
- 6.3 Laan J. van der: Onderzoek naar de verwijde-
ring van trichloorethyleen uit water door
intensieve beluchting en door filtratie van
geactiveerde kool.
H₂O 12 (1979) 141.
- 6.4 Commissie Neveneffecten van de chlooring:
Overzichtsrapport (in voorbereiding).

7 ONTWERP, BOUW EN BEDRIJVEN VAN KOOLFILTERS

7.1 Inleiding

In hoofdstuk 2 "Het belang van actieve kool" is uitgebreid ingegaan op de voornaamste doelstellingen van koolgebruik zoals die tegenwoordig worden gehanteerd. Deze doelstellingen zijn het resultaat van een geleidelijke ontwikkeling met betrekking tot het actieve koolgebruik. Bij het ontwerp van de in dit hoofdstuk beschreven koelfilterinstallaties is uitgegaan van de op het moment van ontwerp meest belangrijke doelstellingen. In de loop der tijd kan echter een verschuiving hebben plaatsgevonden in de reden(en) van toepassing.

Onderzoek naar de selectie van actieve koolsoorten op adsorptieve eigenschappen (hoofdstuk 5) en onderzoek op semi-technische schaal (hoofdstuk 6) hebben daarna in het algemeen geleid tot het definitieve ontwerp.

In dit hoofdstuk zal worden ingegaan op dit ontwerp, de bouw en indien aanwezig, gegevens over de bedrijfsvoering.

De beschikbare gegevens over ontwerp, bouw en bedrijven van koelfilters zijn geïnventariseerd aan de hand van een enquête. Allereerst zal op de vraagstelling in de enquête worden ingegaan, waarbij enige aspecten nader zullen worden toegelicht. Daarna zullen de verkregen gegevens per bedrijf worden weergegeven. Tenslotte zal een algemene evaluatie van de meest belangrijke punten worden vermeld.

7.2 Opzet van de enquête en de resultaten

Ten einde de beschikbare informatie over bouw, ontwerp en bedrijven van koelfilters te verzamelen

zijn vragen geformuleerd met betrekking tot de volgende punten:

Ontwerp en bouw van koolfilters

1. Capaciteit

- a. Wat is de ontwerpcapaciteit van de koolfilterinstallatie?
- b. Op welke capaciteit wordt de installatie op dit moment bedreven?
- c. Indien b lager is dan a, wat zijn hiervan de consequenties voor de huidige bedrijfsvoering.

2. Criteria voor koelfiltratie

- a. Welke criteria zijn gehanteerd bij het ontwerp van de koolfilterinstallatie? Hierbij dienen de criteria in volgorde van belangrijkheid te worden weergegeven.

3. Plaats in de zuivering en procesvoering

- a. Wat is de plaats van de koelfiltratie in de zuivering?
- b. Met welke schijnbare contacttijd wordt de koelfiltratie bedreven en wat is de looptijd van een filter?
- c. Hoe vaak en op welk criterium worden de koolfilters gespoeld?

4. Configuratie van de filters

- a. Welk type koolfilters wordt toegepast?
- b. Uit welk materiaal zijn de filters opgebouwd?
- c. Wat is de opbouw van het filter en wat zijn de afmetingen?

Hierbij is informatie gewenst over het gebruik van een steunlaag, een doppenbodem, de wateraan- en afvoer, de spoelwaterregeling, de luchtin- en afvoer en de debietregeling.

5. Aktieve kool

- a. Wat is de totale hoeveelheid aktieve kool en over hoeveel filters is de kool verdeeld?
- b. Welke koolsoort wordt gebruikt en wat zijn de voornaamste eigenschappen die geleid hebben tot de keuze van deze koolsoort?

6. Kooltransport

- a. Op welke wijze wordt de kool aangevoerd?
- b. Op welke wijze wordt de kool in de filters gebracht?
- c. Wordt de kool bemonsterd?
- d. Wordt de kool al of niet vlak gespoeld?
- e. Wordt er een hoogtemeting uitgevoerd; zo ja, hoe?
- f. Volgens welk programma wordt de kool in gebruik genomen?
- g. Op welke wijze wordt de kool uit de filters verwijderd?

7. Regeneratie van de kool

- a. Wanneer en op welk criterium wordt de kool geregenereerd?
- b. Wat is de belading van de kool bij regeneratie?
- c. Wat zijn de regeneratieverliezen?

8. Automatisering van het proces

- a. Welk gedeelte van het proces is geautomatiseerd?

Bedrijfservaringen

9. Kwaliteitsparameters

- a. Wat zijn de ervaringen met koolfiltratie betreffende de gemeten biologische en chemische parameters?
- b. Geef zo mogelijk commentaar op de bij vraag 9 weergegeven resultaten in het kader van de voor uw bedrijf relevante parameters.

10. Effect op andere zuiveringsstappen

- a. Wordt er een desinfectiemiddel op de kool toegelaten?
- b. Wat is de invloed van de koolfiltratie op de nachloring of nadesinfectie?
- c. Maakt de koolfiltratie een additionele nazuivering noodzakelijk en zo ja waarom?
- d. Zijn er andere aspecten die voor uw bedrijf van belang zijn?

Kosten van de koolfiltratie

11. Aanleg

Wat zijn de bouwkundige, elektrische en werktuigbouwkundige kosten van de aanleg van de koolfiltratiestap?

12. Prijs van de kool

Wat is de aankoopprijs van de actieve kool?

13. Regeneratiekosten

Wat zijn de regeneratiekosten van de actieve kool per jaar en per m³?

14. Afschrijving

Wat is de afschrijvingsfilosofie betreffende de kool en de installatie?

15. Prijs van het drinkwater

Wat is de prijs per m³ met en zonder koolfiltratie?

Een aantal punten uit deze enquête verdienen een nadere uitleg

- De keuze van de contacttijd wordt bepaald door het doorslagpatroon van een of meerdere gekozen parameters. Aan de hand van een gekozen criterium wordt de contacttijd bepaald die leidt tot minimale kosten voor wat betreft bouw van de installatie, koolaanschaf en regeneratie. Als voorbeeld wordt hierna de werkwijze beschreven die bij het PWN en DWL Rotterdam heeft ge-

leid tot de keuze van de optimale contacttijden. Het PWN heeft voor de koolfilterinstallatie te Andijk de optimale contacttijd en de kosten bepaald met als criterium het TOC-gehalte. Hierbij is gebruik gemaakt van de resultaten van het in hoofdstuk 6 beschreven proefinstallatie-onderzoek.

Figuur 7.1 geeft de looptijd van een koolfilter als functie van de contacttijd met als criterium een TOC-reductie van 50 %.

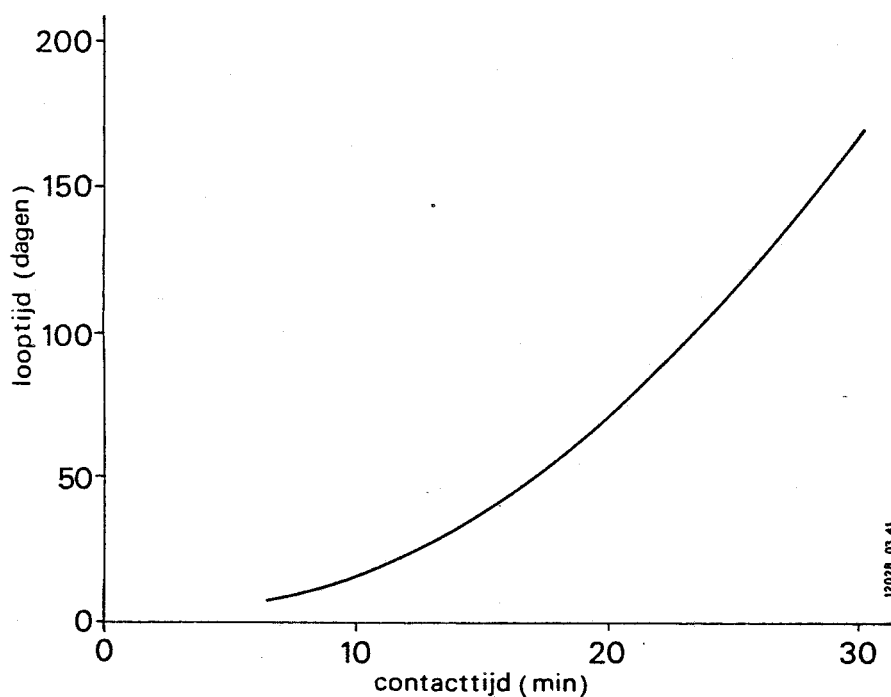


Fig. 7.1 - De looptijd als functie van de contacttijd bij het PWN te Andijk met als criterium een TOC-reductie van 50 %.

Figuur 7.2 geeft de behandelingskosten als functie van de contacttijd. Hierbij zijn vermeld de kosten voor installatie en koolaanschaf voor be-

tonnen en stalen filters, de regeneratiekosten, de gesommeerde kosten van bouw, koolaanschaf en regeneratie.

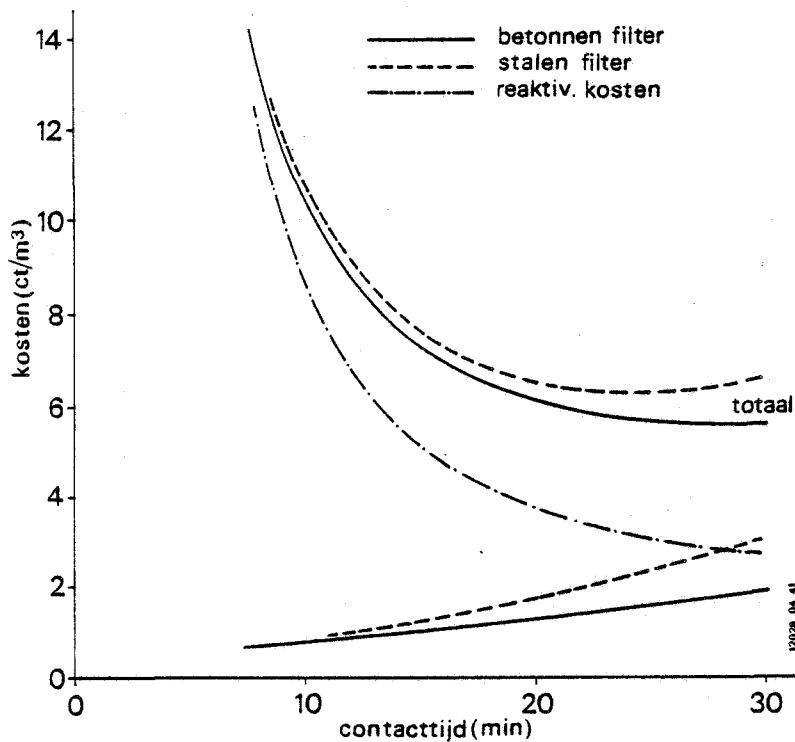


Fig. 7.2 - De kosten van koolfiltratie als functie van de contacttijd bij het PWN te Andijk. Capaciteit 6000 m³/h, thermische reaktivatie op het bedrijf met 8 % regeneratieverliezen, afschrijving op basis van annuïteit, 9 % rente (prijspeil 1975)

Uit de berekeningen blijkt dat het door het PWN gestelde criterium in economisch opzicht leidt tot relatief hoge waarden van de contacttijd. Dit vindt zijn oorzaak in de sterke toename van de looptijd met de contacttijd, waardoor de toenemende kosten van rente en afschrijving meer

dan gecompenseerd worden door de lagere reakti-
vatie- en suppletiekosten ten gevolge van de
langere looptijd.

Soortgelijke berekeningen zijn uitgevoerd door
de DWL Rotterdam voor 2 TOC-gehalten (zie figuur
7.3).

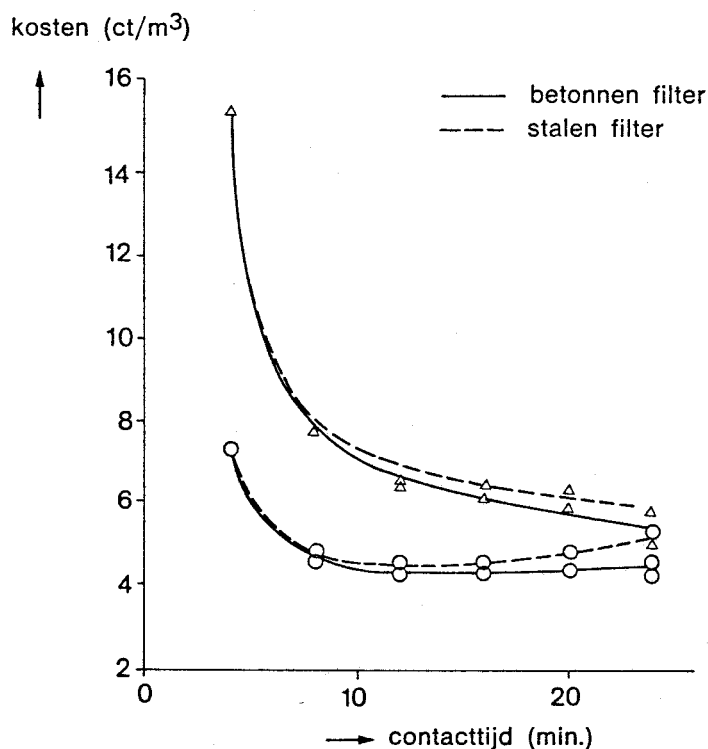


Fig. 7.3 - De kosten van koolfiltratie als func-
tie van de contacttijd bij de DWL te
Rotterdam voor een TOC-gehalte van
≤ 2,8(Δ) en ≤ 3,1(O) mg/l. Verdere ge-
gevens als onder figuur 7.2.

Uit de figuur blijkt dat zowel de kosten als de
optimale contacttijd sterk beïnvloed worden door
de waterkwaliteit.

- In principe lijkt het wenselijk om de verstoring
van de bedopbouw zoveel mogelijk te beperken.

Daarom dient spoeling zo min mogelijk plaats te vinden of geheel achterwege te blijven.

- Veelal wordt de keuze van open of gesloten filters en daarmee de keuze van de toepassing van beton of staal met coating bepaald door de plaats in het zuiveringsproces. Indien er voldoende druk aanwezig is zal voor open, betonnen filters gekozen worden. Is de voordruk onvoldoende of dient na de koolfiltratie de druk verhoogd te worden (bijvoorbeeld voor transport naar een reinwaterreservoir) dan valt veelal de keuze op gesloten stalen filters.

In sommige gevallen wordt hoe dan ook de voorkeur aan beton gegeven gezien de mogelijke corrosieproblemen, die zich bij staal kunnen voordoen.

In verband met de optimale stofoverdracht speelt de configuratie van de filters een belangrijke rol. In dit opzicht zou een "moving bed" het meest ideaal zijn. Bij de drinkwaterbereiding wordt dit principe echter niet toegepast, daar terugspoelen in verband met de verstoring van de bedopbouw niet mogelijk is. In de praktijk is dit systeem te benaderen door twee of meer filters in serie te zetten met de mogelijkheid van plaatsverwisseling in het proces. Zodra het effluent van het laatste filter niet meer aan het gestelde criterium voldoet wordt de inhoud van het eerste filter vervangen en wordt dit filter in laatste positie geplaatst. Hierbij wisselt dus ook het oorspronkelijk laatste filter van positie. De kool wordt bij deze toepassing beter benut daar de kool in het tweede filter nog niet is uitgeput.

- Bij het transport van kool zijn een aantal specifieke zaken van belang in verband met het regelmatig aan- en afvoeren van de kool. Bij de

constructie van de filters moet rekening gehouden worden met de mogelijkheid de kool in een redelijke tijd uit de filters te verwijderen cq in de filters te brengen. Om de daarbij optredende slijtage en dus het koolverlies tot een minimum te beperken zal het transport van grote hoeveelheden niet in droge maar slurryvorm moeten geschieden.

In verband met de hoeveelheidsmeting voor en na de regeneratie is een voorziening in het filter nodig om de hoeveelheid kool voor en na transport en regeneratie te meten.

- Vraag 12 en 13 van de enquête hebben betrekking op de prijs van de verse kool en op de regeneratiekosten. Bij het weergeven van de antwoorden per bedrijf ontstaat een enigszins vertekend beeld. Enige redenen hiervoor zijn:

- a. het jaar van de aanschaf van de verse kool loopt sterk uiteen (er worden prijzen van 1976-1980 opgegeven);
- b. de wijze van de prijsopgave is verschillend (de prijs wordt soms af fabriek soms franco thuis opgegeven);
- c. de reaktivatiekosten zijn sterk afhankelijk van transportkosten, wijze van transport (in bulk of in zakken) en suppletiekosten;
- d. de reaktivatiekosten worden mede bepaald door de omvang van een contract. Deze zaak wordt nog verder gecompliceerd door meerjarige contracten waarbij gebruik wordt gemaakt van een indexeringsformule.

Om al deze redenen zijn de prijzen per bedrijf niet opgenomen en wordt volstaan met het vermelden van richtprijzen over 1982. Deze richtprijzen zijn in paragraaf 7.3: "Evaluatie van de verkregen gegevens" opgenomen.

- De geënquêteerde bedrijven met het te zuiveren

watertype, het zuiveringsbedrijf en het jaar waarin de koolfiltratie is geïnstalleerd cq zal worden, zijn vermeld in tabel 7.1.

Tabel 7.1 - Bedrijven die in de zuivering koolfiltratie toe (gaan) passen

Bedrijf	Lokatie	Watertype	Jaar van installatie
DWL R'dam	Kralingen	Biesboschwater	1977
PWN	Andijk	IJsselmeerwater	1977
WNWB	Zevenbergen	Biesboschwater	1979
WMZ	Haamstede	Haringvlietwater	1979
	Ouddorp	Haringvlietwater	1977
WMN	Zeist	Grondwater	1978
GW	Hilversum	Grondwater	1979
WMO	Zwolle	Oevergrondwater IJssel	1984
GEB Dordr.	Baanhoek	Biesboschwater	1982

7.2.1 Koolfiltratie van gezuiverd Biesboschwater door de DWL te Rotterdam te Kralingen

Ontwerp en bouw van koolfilters

1. Capaciteit

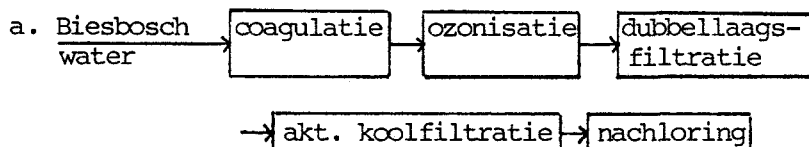
- Ontwerpcapaciteit 7000 m³/h verdeeld over 12 filters
- Huidige belasting 4000 m³/h verdeeld over 7 filters
- Niet alle filters zijn in gebruik

2. Criteria voor koolfiltratie

DWL Rotterdam past koolfiltratie toe voor:

- verbetering smaak
- beperking nagroei
- verwijdering toxische stoffen.

3. Plaats in de zuivering en procesvoering



- b. Bedhoogte : 4,0 m
snelheid : 20 m/h
contacttijd : 12 min
1 bedvolume = 116 m³
looptijd : min 12 mnd, gem. 15 mnd, max. 18 mnd, min. 43800 bv, gem. 54750 bv, max. 65700 bv.
- c. Spoeling na 168 uur of incidenteel bij 4,1 m waterkolom.
Dit houdt in 65 spoelingen per looptijd van 15 maanden.

4. Configuratie van de filters

- a. Drukfilters.
b. Stalen filters met coating.
c. De filters hebben de volgende afmetingen:
- totale hoogte: 9,10 m;
- diameter : 6,0 m, oppervlak 28 m².
Er is een bodemplaat in staal met spoeldoppen van kunststof aangebracht. Er is een centrale aan- en afvoerleiding voor het water. De aanvoerleiding mondt trechtervormig uit boven het koolbed.
Het spoelwater wordt aan- en afgevoerd via stompen aan bovengenoemde leidingen, waarbij de ontluchting plaatsvindt boven in het filter en juist onder de bodemplaat.

5. Aktieve kool

- a. 812 m³ kool verdeeld over 7 filters.
b. De gekozen koolsoort is ROW 0,8 S waarbij de volgende aspecten een rol hebben gespeeld:
- opbouw bedweerstand;

- verwijdering ongewenste stoffen;
- regeneratiefaciliteiten;
- kosten.

6. Kooltransport

- a. De kool wordt met vrachtwagens in bulk aangevoerd.
- b. De kool wordt via een leiding met een inwendige diameter van 100 mm onder bijmenging van water naar het filter verpompt.
- c. Op de toe- en afvoerslangen van de bulkwagens zijn voorzieningen voor de bemonstering aangebracht.
- d. Voor ingebruikname wordt de kool vlakgespoeld ten behoeve van de hoogtemeting.
- e. Deze hoogtemeting geschiedt door het openen van het mangatdeksel en een visuele meting.
- f. Gedurende 1 à 2 dagen wordt het eerste filtraat afgevoerd. Vervolgens wordt opnieuw teruggespoeld, waarna in het effluent de pH, O₂-gehalte, troebeling en koloniegetal wordt gemeten. Indien de kwaliteit dit toelaat wordt het filter geleidelijk in gebruik genomen.
- g. De kool wordt langzaam teruggespoeld. Vanaf een zijstomp wordt de slurry door middel van een ejecteur door een leiding van 100 mm naar de tankwagen verpompt. Dit overpompen duurt circa 5 uur.

7. Regeneratie van de kool

- a. De kool wordt na gemiddeld 15 maanden geregeneerd.
- b. Het regeneratieverlies is 5-10 %.

8. Automatisering van het proces

Van ieder filter is de debietregeling geautomatiseerd evenals de verdeling van het totale debiet over het aantal filters. De spoeling van de filters geschiedt eveneens automatisch.

Bedrijfservaringen

9. De bedrijfservaringen met koolfiltratie bij de DWL Rotterdam in Kralingen gebaseerd op de meetgegevens van 1980 zijn weergegeven in tabel 7.2 en 7.3. De opgegeven waarden hebben betrekking op de kwaliteit van het effluent van alle filters.

Tabel 7.2 - Fysisch/chemische parameters

Parameter	Voor kool			Na kool		
	min	max	gem	min	max	gem
kleur (mg Pt/l)	< 1	6	1	< 1	7	< 1
UV ext (m-1) (254 nm)	1,7	3,9	2,5	1,1	2,5	1,8
TOC (mg C/l)	1,9	2,8	2,3	1,2	2,5	1,9
KMnO ₄ -getal (mg/l)	3	6	4	2	5	3
CHCl ₃ (µg/l)	< 0,5	6,8	2,7	< 0,5	6,7	2,4
CHBrCl ₂ (µg/l)	< 0,5	2,6	1,0	< 0,5	2,2	1,0
CHBr ₂ Cl (µg/l)	< 0,5	1,2	< 0,5	< 0,5	0,7	< 0,5
CHBr ₃ (µg/l)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,7	< 0,5
TTHM (µg/l)	< 2,0	10,7	4,6	< 2,0	10,3	4,4
troebelheid (FTU)	0,02	0,12	0,06	0,01	0,11	0,04
pH	7,80	8,30	8,05	7,65	8,30	7,90
NH ₄ ⁺ (mg/l)	< 0,01	0,10	0,04	< 0,01	0,10	0,03

Tabel 7.3 - Biologische parameters

Parameter	Voor kool			Na kool		
	min	max	gem	min	max	gem
Koloniegetal 3/7 dgn 22 °C (ml ⁻¹)	310	9500	1722	180	5800	1162
Koloniegetal 3/7 dgn 37 °C (ml ⁻¹)	0	830	119	1	290	46
O ₂ (mg/l)	9,1	14,1	11,5	6,7	14,4	10,3
Hogere organismen (aantal/m ³)						
Rader dieren (rotatoria)	9	2902	565	57	70900	5278
Draadwormen (nemata)	0	23	2	0	27	1
Platwormen (turbellaria)	0	6	<1	0	63	1
Borstelwormen (oligochaeta)	0	98	13	0	2107	174
Muggelarven (chironomide)	0	1	<1	0	15	<1
Watervlooien (cladocera)	0	4	<1	0	26	<1
Roeipootkreeften (copepoda)	0	21	3	0	1497	95
Naupliuslarven	0	102	10	0	900	59
Schaalamoeben (testacea)	0	18	1	0	19	2
Beerdierpjes (tardigrada)	0	11	2	0	190	15
Buikharigen (gastrotricha)	0	3	<1	0	0	0
Watermijten (hydrachnellae)	0	0	0	0	4	<1

10. Effect op andere zuiveringsstappen

- a. Buiten de in het zuiveringsschema opgenomen ozonisatie wordt een additionele desinfectie voor de kool tot nu toe niet nodig geacht.
- b. Door de koolfiltratie is de chloorbehoefte van het water afgenomen.
- c. De in het zuiveringsschema aanwezige nachloring werd zonder koolfiltratie ook toegepast. Additionele zuiveringsstappen zijn niet vereist.

Kosten van de koolfiltratie

11. Aanleg

De kosten van de aanleg van de koolfiltratiestap bedragen:

- bouwkundig: f 2.000.000,--
- elektrisch, leidingen en appendages: f 3.000.000,--
- f werktuigbouwkundig (filters): f 2.500.000,--

12. Afschrijving

Het filtergebouw wordt in 40 jaar en de apparatuur in 15 jaar afgeschreven (beide op annuïteitsbasis). De afschrijving van de kool gebeurt in verband met de aanvulling van de regeneratieverliezen in 10 jaar (eveneens op annuïteitsbasis).

13. Prijs van het drinkwater

De totale zuiveringskosten per m³ water bedragen f 0,35/m³, waarvan f 0,03 voor de koolfiltratie. Het aandeel van de koolfiltratie bedraagt dus 8,6 %.

7.2.2 Koelfiltratie van gezuiverd IJsselmeerwater door het PWN te Andijk

Ontwerp en bouw van koelfilters

1. Capaciteit

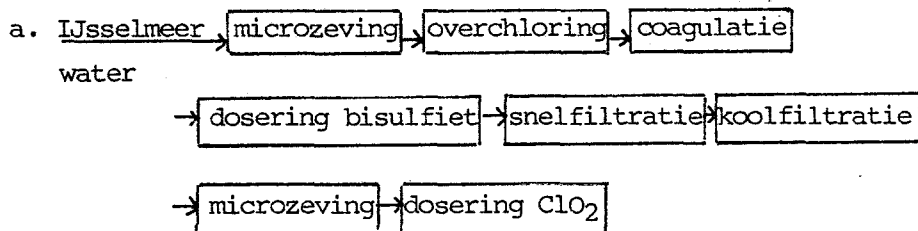
- a. Ontwerpcapaciteit 4000 m³/h verdeeld over 12 tweetrapsfilters.
- b. Huidige belasting 3000 m³/h verdeeld over 11 tweetrapsfilters. De belasting wordt constant gehouden door recirculatie van het water.
- c. De lagere capaciteit heeft een verlenging van de contacttijd tot gevolg.
Daarnaast wordt 1000 m³/h niet rechtstreeks voor de produktie gebruikt maar gerecirculeerd.

2. Criteria voor koelfiltratie

PWN past koelfiltratie toe voor:

- verwijdering toxische stoffen waaronder trihalomethanen
- beperking nagroei
- verbetering smaak.

3. Plaats in de zuivering en procesvoering



- b. Bedhoogte : 3,0 m
snelheid : 10,3 m/h
contacttijd : 2 x 17,5 min
1. bedvolume: 81 m³
looptijd : gem. 49 weken, daar PWN een tweetraps koelfiltratie toepast staat het filter hiervan 50 % als eerste trapfilter en

50 % als tweede trapfilter opgesteld. Het totale gemiddelde aantal bv over de twee trappen is 14110 bv.

- c. Spoeling gebeurt op weerstand. Het gemiddelde aantal spoelingen is 4,6 per looptijd van 49 weken, waarvan 3,5 voor de eerste trap en 1,1 voor de tweede trap.

4. Configuratie van de filters

- a. Open filters, pseudo moving bed.
- b. Betonnen filters.
- c. De filters hebben de volgende afmetingen
 - lengte 9 m, breedte 3 m, oppervlak 27 m².In de bodem zijn spoeldoppen (Hudo nozzle, spleetwijdte 0,4 mm) aangebracht. De wateraanvoer geschiedt via een aanvoerkanaal en wordt gelijkelijk verdeeld over de filters via een overstort en woelbak. De hoogte van de overstortrand is instelbaar. De toevoer is afsluitbaar met een schuif. Het debiet wordt geregeld middels stijgende bovenwaterstand.

Het spoelwater wordt aangevoerd onder de filterbodem en via de spoeldoppen. Dit is ook het geval voor de aanvoer van lucht. De procesgang is schematisch weergegeven in figuur 7.4

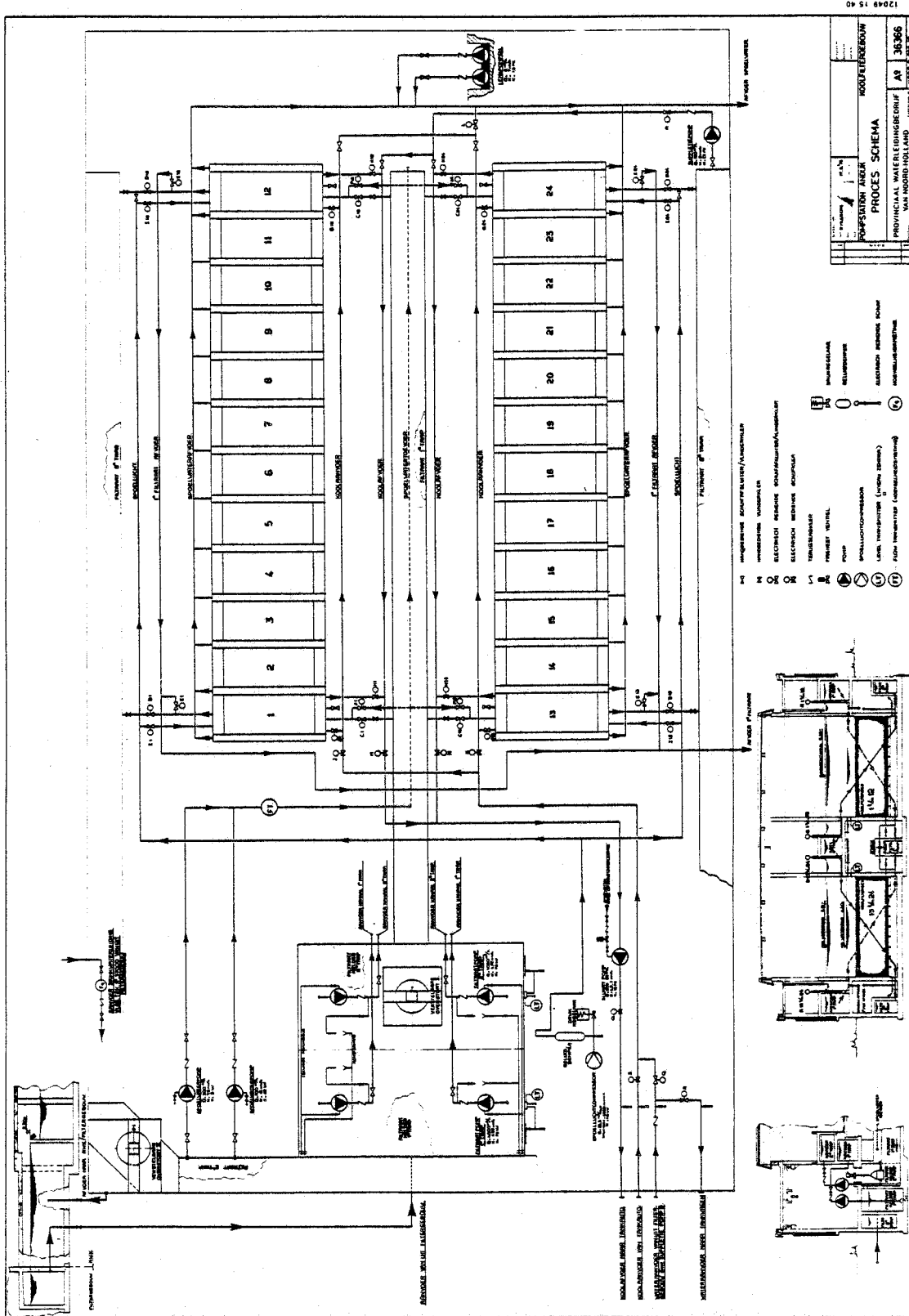


Fig. 7.4 : Schematische weergave van het koofiltratieproces bij het PWN te Andijk.

5. Aktieve kool

- a. 1800 m³ kool verdeeld over 22 filters
- b. De gekozen koolsoort is ROW 0,8 S waarbij de volgende aspecten een rol hebben gespeeld:
 - verwijderende eigenschappen;
 - kosten (van vooral de regeneratie).

6. Kooltransport

- a. De kool wordt met vrachtwagens in bulk aangevoerd.
- b. De kool wordt via een leiding met een inwendige diameter van 100 mm naar het filter verpompt. Het vullen geschiedt met behulp van een automatisch ingegeven transportprogramma. Tijdens het vullen wordt het filter niet vlakgespoeld. Het water wordt continu afgevoerd via het eerste filtraat.
- c. Gedurende het vullen van het filter wordt de aangevoerde kool op continu-basis bemonsterd.
- d. Na het vullen van de koolfilters wordt de kool vlakgespoeld.
- e. Er wordt een hoogtemeting gedaan door de uitvoering van een pilotmeting over de filters.
- f. Na het vlakspoelen wordt het filter 30 minuten gevoed met ± 270 m³/h. Daarna wordt een monster genomen voor bacteriologisch onderzoek. Vervolgens loopt het filter 48 uur in met een debiet van 50 m³/h waarbij het water via het eerste filtraat wordt afgevoerd. Hieropvolgend wordt het filter gespoeld volgens het programma:
 - 45 minuten spoelen met een debiet van 700 m³/h (25 m³/m²);
 - daarna wordt via 2 minuten spoelen op 550, 350 en 250 m³/h het debiet terugge-

bracht naar 0 m³/h;

- hieropvolgend wordt de onder e vermelde hoogtemeting uitgevoerd.

Na de spoeling wordt het water 45 minuten als eerste filtraat afgevoerd. Tenslotte wordt het koolfilter als 2e trapsfilter in het proces opgenomen.

- g. Nadat het filter uit circulatie is genomen wordt het filter gespoeld als vermeld onder f en wordt de hoogte gemeten. Het filter wordt met spoelwater (250 m³/h) tot expansie gebracht en met behulp van een slurrypomp getransporteerd via een leiding met een inwendige diameter van 200 mm. De slurryconcentratie wordt ingesteld op circa 40 % door met een aparte pomp 40 m³/h te suppleren.

De inhoud van een filter wordt in 3 tankwagens afgevoerd. De laatste kool wordt met 1000 m³ spoelwater uit het filter verwijderd, waarna een laag van 1-3 cm achterblijft. De totale pomptijd bedraagt circa 1 uur.

7. Regeneratie van de kool

- a. De kool wordt na gemiddeld 49 weken gerege-
nereerd. Als criterium wordt gehanteerd dat
het gehalte aan trihalomethanen in het af-
gevoerde water < 70 µg/l moet zijn.
- b. Van de kool is de belading op het tijdstip
van regeneratie 85 g organische koolstof
per kg kool gemeten als TOC.
- c. Het regeneratieverlies is circa 10 %.

8. Automatisering van het proces

Het vullen en ledigen van de koolfilters ge-
beurt volgens een geautomatiseerde procedure.
Dit is ook het geval voor het spoelproces.

Bedrijfservaringen

9. De bedrijfservaringen met koolfiltratie bij het PWN te Andijk gebaseerd op de meetgegevens van 1980 zijn weergegeven in tabel 7.4 en 7.5

Tabel 7.4 - Fysisch/chemische parameters

Parameter	Voor kool			Na kool		
	min	max	gem	min	max	gem
kleur (mg Pt/l)	-	-	4	-	-	1
UV-ext bij 254 nm (m^{-1})	4,3	6,0	5,1	0,9	1,4	1,1
TOC (mg C/l)	5,0	7,0	6,0	2,4	3,0	2,6
KMnO ₄ -getal (mg/l)	7,5	10,3	8,6	1,5	4,0	2,5
CHCl ₃ (µg/l)	12	34	21	6	28	15
CHBrCl ₂ (µg/l)	12	33	24	3	15	7
CHBr ₂ Cl (µg/l)	10	22	17	< 1	2	1
CHBr ₃ (µg/l)	1	6	3	< 1	< 1	< 1
TTHM (µg/l)	35	95	65	> 9	> 45	> 23
AOC1 (µg/l)	-	-	80	-	-	10
EOC1 (µg/l)	-	-	10	-	-	1,5
Troebelheid (FTU)	-	-	0,2	-	-	0,1
NH ₄ ⁺ (mg/l)	-	-	< 0,03	-	-	< 0,03

Tabel 7.5 - Biologische parameters

Parameter	Voor kool			Na kool		
	min	max	gem	min	max	gem
Koloniegetal 3 dgn 22 °C (ml ⁻¹)	14	12000	4000	30	20000	4500
Koloniegetal 10 dgn 22 °C (ml ⁻¹)	4400	31000	11200	470	35000	9000
AOC (µgC/l)	-	-	25	-	-	6
O ₂ (mg/l)	7,6	14,2	10,8	4,6	13,4	8,8
Hogere organis- men (l/m ³)						
Raderdieren	125	17800	2700	240	14000	2400
Draadwormen	3	26	11	10	55	26
Borstelwormen	2	230	70	2	900	180
Muggelarven	0	6	1	0	38	4
Watervlooien	0	12	3	0	20	7
Roeipootkreeften	1	140	45	6	600	85
Larven roeipootkreeft	5	1090	230	5	970	160
Schaalamoeben	0	7	2	0	3	+
Beerdiertjes	1	80	21	10	260	75
Buikharigen	0	3	+	0	1	+
Watermijten	0	8	1	0	1	+

10. Effect op andere zuiveringsstappen

- a. Het restchloorgehalte is na de dosering van natriumbisulfiet circa 0,2 mg/l. Dit is dus ook aanwezig in de aanvoer naar de koolfilters, maar niet met als doel de kool te desinfecteren.
- b. Tengevolge van de koolfiltratie is de ClO_2 -dosering teruggebracht van 0,2 naar 0,04 mg/l. Ondanks deze reductie is het kiemgetal in het distributiesysteem na de invoering van koolfiltratie verlaagd van 100-20000 tot ± 20 .
- c. Het mogelijk hoge aantal hogere organismen maakt microzeving noodzakelijk.

Kosten van de koolfiltratie

11. Aanleg

De kosten van de aanleg van de koolfiltratiestap bedragen:

- bouwkundig : f 7.961.000
- elektrisch : f 1.844.000
- werktuigbouwkundig: f 5.006.000.

12. Afschrijving:

- bouwkundig 30 jaar;
- werktuigbouwkundig en elektrisch 10 jaar;
- kool 30 jaar.

13. Prijs van het drinkwater

De zuiveringskosten per m^3 water bedragen totaal f 0,74, waarvan f 0,20 voor de koolfiltratie. De kosten van de koolfiltratiestap bedragen dus 27 % van de totale zuiveringskosten.

7.2.3 Koölfiltratie van gezuiverd Biesboschwater door
het WNWB te Zevenbergen

Ontwerp en bouw van de koölfilters

1. Capaciteit

- a. Ontwerpcapaciteit 800 m³/h verdeeld over 3 filters.
- b. Huidige belasting, variërend van 200-400 m³/h, gemiddeld 290 m³/h.
- c. De lagere belasting heeft een verlenging van de contacttijd tot gevolg.

2. Criteria voor koölfiltratie

WNWB past koölfiltratie toe:

- als veiligheidsbarrière tegen microverontreinigingen van organische aard (insecticiden, pesticiden, toxische organische stoffen);
- voor verbetering van de smaak.

3. Plaats van de zuivering en procesvoering (zie figuur 7.5)

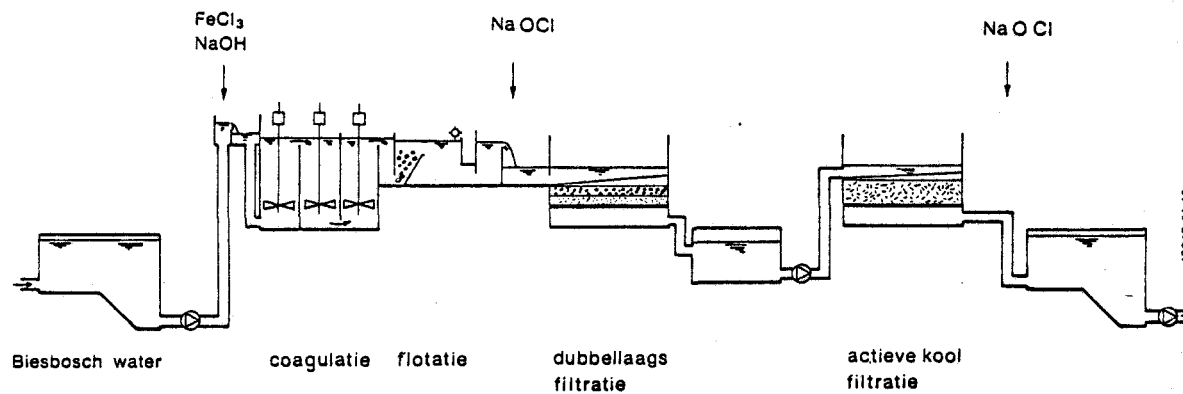


Fig. 7.5 - Schematische weergaven van het zuiveringsproces

- b. Bedhoogte : 2,10 m
snelheid : 3,4 m/h
contacttijd: 37 min
1 bedvolume: 58 m³
Looptijd : 1 à 2 jaar. Dit komt overeen met circa 20000 à 25000 bv.
- c. Gedurende de looptijd van een filter wordt er niet gespoeld.
- 4. Configuratie van de filters
 - a. Open filters.
 - b. Betonnen filters.
 - c. De filters hebben de volgende afmetingen:
 - lengte 8 m, breedte 3,47 m, oppervlak 27,76 m²;
 - hoogte 3,10 m (gemeten tussen filterbodem en spoelgoot).

De filterbodem bestaat uit geprefabriceerde betonnen platen waarin spoeldoppen zijn aangebracht. De wateraanvoer geschiedt via goten in de lengterichting van het filter. Het water wordt afgevoerd vanuit de spoelkast onder de filterbodem. Het water wordt na de dubbellaagsfiltratie in een bufferkelder opgevangen en vervolgens door middel van pompen via een regelaafsluiter naar de koolfilters gevoerd. Het water wordt door middel van overstortschotten in gelijke mate over de filters verdeeld. Het waterniveau boven het filterbed wordt vrijwel constant gehouden met behulp van een regelaafsluiter die zich in de filtraatleiding bevindt.

Het spoelwater wordt vanuit de reinwaterkelder via de spoelkast en de spoeldoppen aangevoerd. De afvoer vindt plaats via bovengenoemde goten naar de spoelwaterkelder. Een schets van filter en leidingen is weergegeven in figuur 7.6.

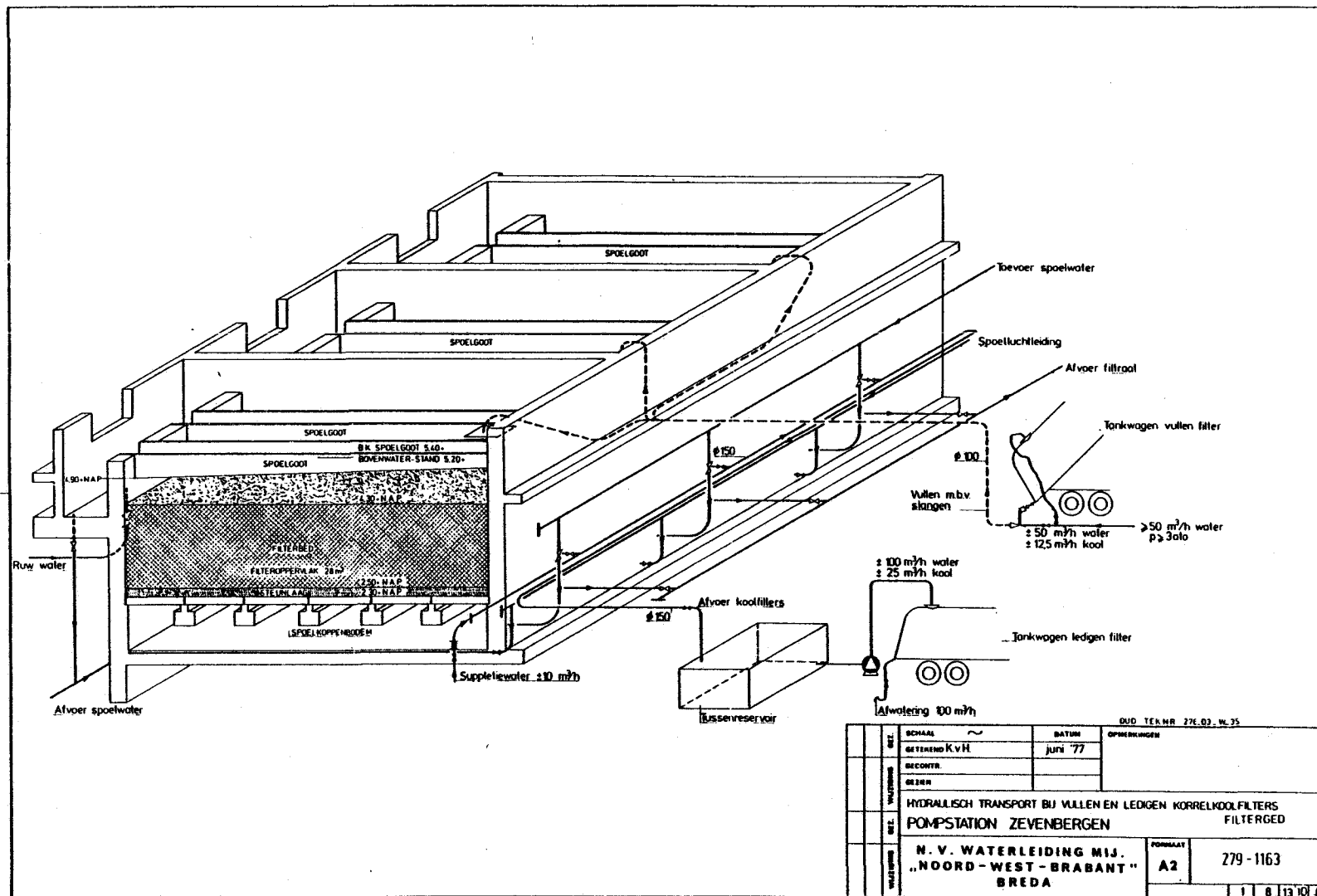


Fig. 7.6 : Schematische weergave van koolfilter en leidingen bij WWNB te Zevenbergen.

5. Aktieve kool

- a. 175 m³ kool verdeeld over 3 filters.
- b. De gekozen koolsoort is ROW 0,8 S. Hierbij is zonder voorafgaand selectie onderzoek gebruik gemaakt van de ervaringen bij DWL Rotterdam waar ook Biesboschwater over aktieve kool wordt gefiltreerd.

6. Kooltransport

- a. De kool wordt met vrachtwagens in bulk aangevoerd.
- b. Met behulp van een waterstroom ≥ 50 m³/h ($p \geq 3$ ato) wordt de kool uit de wagen via een leiding met een inwendige diameter van 100 mm boven in de filters gebracht.
- c. De aangevoerde kool wordt niet bemonsterd.
- d. Na het vullen van de koolfilters en de procedure van ingebruikname wordt de kool vlakgespoeld.
- e. Er wordt een hoogtemeting uitgevoerd door op enige plaatsen de afstand ten opzichte van een vast punt boven het filter tot het filterbed te meten.
- f. Na het vullen van het filter wordt, in tegenstelling tot wat elders geschiedt, de bevochtiging van de kool en de verwijdering van lucht uit de poriën bereikt door het filter eerst enige dagen onder water te zetten. Vervolgens wordt het stof verwijderd door het filter met lage snelheid (250 m³/h) op te spoelen tot het overstortende water helder wordt. Dit wordt daarna nog tweemaal bij telkens een hogere spoelsnelheid herhaald. Hierbij mag het filterbed niet meer dan 25-30 % expanderen. Daarna wordt het volgende spoelprogramma uitgevoerd:

- 5 minuten spoelen met lucht. De waterstand kan hierbij vrij hoog zijn, bijvoorbeeld 50 cm onder de overstortrand van de spoelgoot;
- 20 minuten spoelen met water tot een expansie van 25-30 %, waarbij de spoelsnelheid geleidelijk wordt opgevoerd;
- 2 of 3 maal 5 minuten spoelen met een telkens lagere snelheid;
- hieropvolgend wordt de onder e beschreven hoogtemeting uitgevoerd.

Na de spoeling wordt het water uit het filter afgelaten, waarna de ruimte onder de filterbodem wordt geïnspecteerd en eventuele koolstof verwijderd. Na een herhaalde spoelprocedure volgt de inlooperperiode tot het moment dat de troebeling van het filtraat circa 0,06 FTU bedraagt. Daarna wordt het filter in bedrijf genomen.

- g. Nadat het filter uit bedrijf is genomen wordt de kool onder bijmenging van supplementewater (10 m³/h) via een afvoerbuis van 150 mm uit het filter verwijderd. Er wordt gestreefd naar een transportsnelheid van 2 m/s omdat hierbij de slijtage van de kool minimaal zou zijn. De verpompte slurryconcentratie is circa 20 %. De onderste laag uit het koolfilter wordt verwijderd met behulp van speciale hulpstukken onder gebruikmaking van spoellucht.

7. Regeneratie van de kool

- a. De kool wordt na 1 à 2 jaar geregenereerd.
- b. De belading van de kool op het tijdstip van regeneratie is 80 g organische koolstof per kg kool gemeten als verwijderde TOC.
- c. De regeneratieverliezen zijn circa 10 %.

8. Automatisering van het proces

De maximale uurproduktie is thans 800 m³/h. De regeling van de totale produktie inclusief de debietregeling over de koolfilters is volledig geautomatiseerd. Via een éénknopsbediening is het debiet ook vanuit het pompstation Oosterhout traploos instelbaar.

Bedrijfservaringen

9. De bedrijfservaringen met koolfiltratie bij de WNWB te Zevenbergen gebaseerd op de meetgegevens van 1980 zijn weergegeven in tabel 7.6 en 7.7.

Tabel 7.6 - Biologische parameters

Parameter	Voor kool			Na kool		
	min	max	gem	min	max	gem
Koloniegetal 3 dgn 22 °C (ml ⁻¹)	0	6	0,8	0	2000	6
Koloniegetal 2 dgn 37 °C (ml ⁻¹)	0	5	0,5	0	160	280
AOC (µgC/l)	31	33	32	3,1	8	5,4
O ₂ (mg/l)	8,5	11,8	10,1	2,2*	11,4	9,3

* O₂-gehalte kort nadat het koolfilter in gebruik is genomen.

Tabel 7.7 - Fysisch/chemische parameters

Parameter	Voor kool			Na kool		
	min	max	gem	min	max	gem
kleur (mg Pt/l)	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
UV-ext bij 254 nm (m ⁻¹)	4,10	5,78	5,11	0,25	4,04	2,26
TOC (mg C/l)	2,7	3,6	3,1	0,3	2,6	1,6
COD (mg/l)	5	7	6	1	5	3
KMnO ₄ -getal (mg/l)	5,0	8,0	6,3	0,5	6,0	2,9
CHCl ₃ (µg/l)	6,4	15	8,6	< 0,1	17	7,9
CHBrCl ₂ (µg/l)	4,6	10	6,9	< 0,1	15	4,6
CHBr ₂ Cl (µg/l)	2,7	7	4,8	< 0,1	6,4	1,6
CHBr ₃ (µg/l)	0,1	5,2	1,9	< 0,1	1,4	0,4
TTHM (µmol/l)	0,09	0,19	0,15	< 0,01	0,25	0,10
C ₂ HCl ₃ (µg/l)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
C ₂ Cl ₄ (µg/l)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
EOCl (µg/l)	1,2	2,8	1,7	0,2	0,4	0,3
troebelheid (FTU)	0,05	0,10	0,06	0,03	0,24	0,05
Fe (mg/l)	4,02	0,03	0,02	0,02	0,04	0,02
pH	7,70	8,60	8,18	7,85	8,65	8,04
NH ₄ ⁺ (mg/l)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1

10. Effect op andere zuiveringsstappen

- a. Het restant vrij chloor ten gevolge van de breekpuntchloring, die vóór de dubbellaagsfiltratie wordt toegepast wordt op de koolfilters gebracht. Dit gebeurt echter niet met het doel de kool te desinfecteren.
- b. De invloed van de koolfiltratie op de hoogte van de dosis voor de nachloring is niet nagegaan. Wel is geconstateerd dat bij nachloring na koolfiltratie een verschuiving optreedt naar de vorming van meer gebroeerde THM en dat er relatief hoge EOCl-gehalten worden gevormd.
- c. Er is geen additionele nazuivering na de koolfiltratie nodig.

Kosten van de koolfiltratie

11. Aanleg

De kosten van de aanleg van de koolfiltratiestap bedragen:

- bouwkundig f 2.000.000,--;
- elektrisch f 1.300.000,--;
- werktuigbouwkundig f 900.000,--.

12. Afschrijving

Het filtergebouw wordt in 33 jaar en de apparatuur in 20 jaar afgeschreven. De afschrijving van de kool gebeurt in 10 jaar.

13. Prijs van het drinkwater bij maximale capaciteit

De prijs per m³ water bedraagt bij een capaciteit van 5.000.000 m³/jaar f 0,90, waarvan f 0,23 voor de koolfiltratie (26 %).

De kosten voor de inkoop van het water en het transport zijn hier niet inbegrepen.

7.2.4 Koelfiltratie van gezuiverd Haringvlietwater door de WMZ te Ouddorp (O) en Haamstede (H)

Ontwerp en bouw van koelfilters

1. Capaciteit

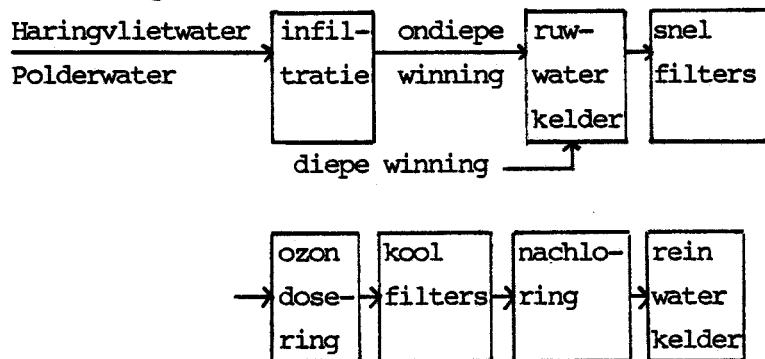
- a. Ontwerpcapaciteit O: 712 m³/h verdeeld over 4 filters
H: 576 m³/h verdeeld over 3 filters.
- b. Huidige belasting O: 73-374 m³/h verdeeld over 3 filters
H: 79-450 m³/h verdeeld over 3 filters.
- c. Het lagere debiet leidt tot een langere contacttijd, in Ouddorp zijn tevens niet alle filters in gebruik.

2. Criteria voor koelfiltratie

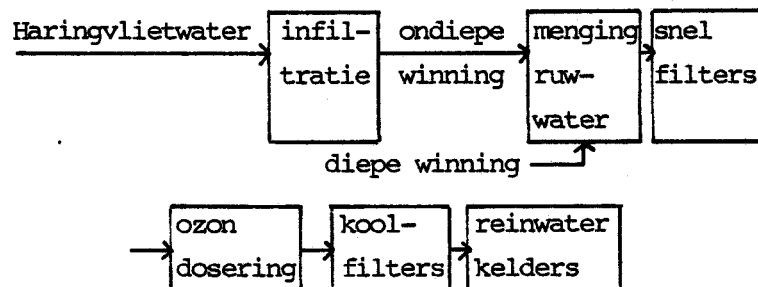
WMZ past koelfiltratie toe voor de verwijdering van toxische stoffen.

3. Plaats in de zuivering en procesvoering

a. Ouddorp



Haamstede



- b. Bedhoogte : 1,0 m
snelheid : O 1,1 - 5,6 m/h
 H 1,1 - 6,25 m/h
contacttijd: O 10,7 - 54,5 min
 H 9,6 - 54,5 min
1 bedvolume = 22,25 m³ (O)
 = 24,0 m³ (H)
looptijd : op beide lokaties wordt een
looptijd van ongeveer vier
jaar aangehouden tot een loop-
tijd criterium is vastgesteld.
- c. Spoeling na 168 uur. Dit houdt in 52 spoelingen per jaar.

4. Configuratie van de filters

- a. Open filters
b. Betonnen filters
c. De filters hebben de volgende afmetingen
O: lengte 6,03 m, breedte 3,69 m, oppervlak
22,25 m² hoogte 4,30 m.
In de bodem van het filter zijn doppen
aangebracht.
Het filter bestaat uit de volgende bijlagen:
- steunlaag van grind van 1,5-3 mm met
een hoogte van 40 cm;
- filterzand van 0,5-0,8 mm met een
hoogte van 60 cm;
- actieve kool met een hoogte van 1,0 m.
De wateraanvoer geschiedt via een
sproeinet, terwijl de afvoer van onder
doppenbodem plaatsvindt. De toevoer naar
de filters wordt bij constante bovenwa-
terstand met behulp van een regelklep in
de afvoerleiding gestuurd. De spoelwa-
teraanvoer geschiedt onder de doppenbo-

dem; de afvoer vindt plaats via een overstortgoot. Ook de spoellucht wordt via de spoeldoppen toegevoerd en door ventilatie- openingen verwijderd.

Een schets van filter en gebouw is weer-
gegeven in figuur 7.7

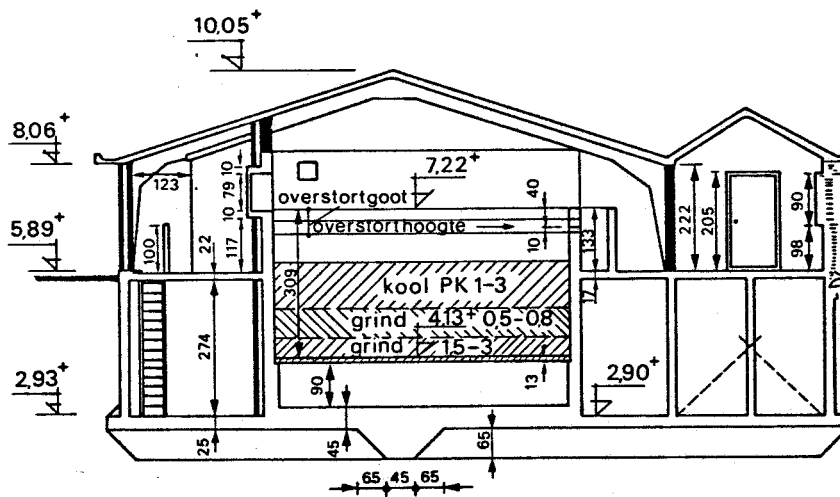


Fig. 7.7 - Koalfilter en filtergebouw
bij de WMZ te Ouddorp

H: Lengte 6,0 m, breedte 4,0 m, oppervlak
24,0 m², hoogte 4,0 m.

De filteropbouw is gelijk aan die te
Ouddorp.

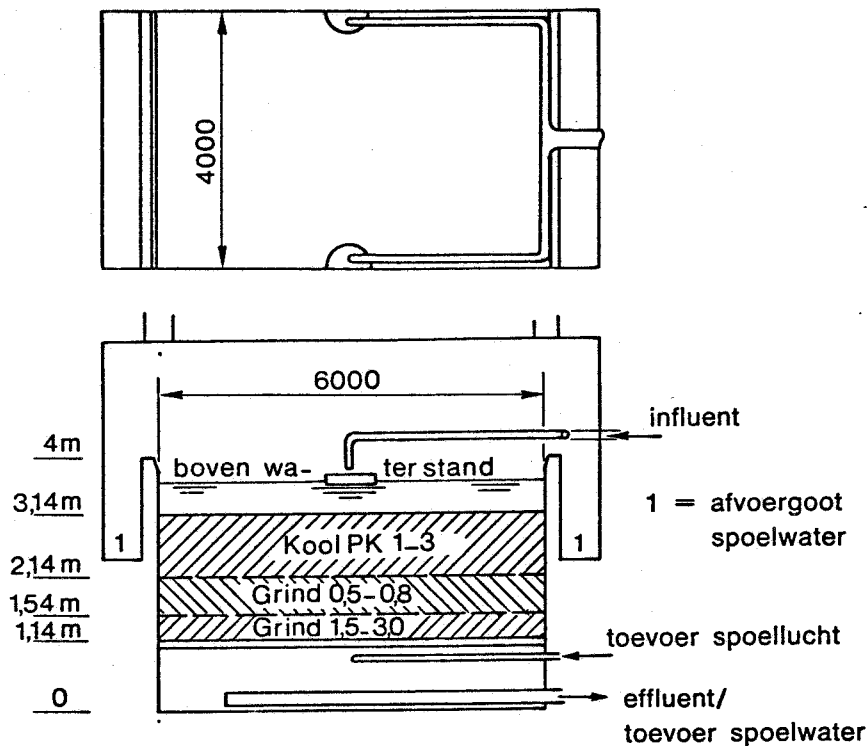
De wateraanvoer geschiedt via 2 leidin-
gen, waaruit het water op 2 halfronde
betonplaten (tegen de zijwand) juist
onder het waterniveau valt. De wateraf-

voer vindt onder de doppenbodem plaats. De toevoer naar de filters wordt met behulp van een regelklep in de afvoerleiding gestuurd op constante bovenwaterstand.

De spoelwateraanvoer geschiedt onder de doppenbodem; de afvoer vindt plaats via twee overstortschotten.

Luchtspoeling vindt niet plaats.

Een schematische weergave van het filter is afgebeeld in figuur 7.8.



12049 01 40

Fig. 7.8 - Schematische weergave van een koolfilter bij de WMZ te Haamstede

5. Aktieve kool

- a. 0: 89 m³ kool verdeeld over 4 filters

H: 72 m³ kool verdeeld over 3 filters.

- b. De gekozen koolsoort is PK 1-3. De keuze is gedaan op grond van resultaten van onderzoek in een proefinstallatie.

Bij de experimenten werd geen verschil tussen ROW 0,8 S en PK 1-3 gevonden, waarna de keuze op basis van kosten heeft plaatsgevonden.

6. Kooltransport

- a. De kool wordt met vrachtwagens in balen aangevoerd.

- b. O: De kool wordt per baal los in de filters gestort.

H: De kool wordt via een transportband los in de filters gestort.

- c. De kool wordt bemonsterd ten einde een zeefanalyse te kunnen maken in verband met de spoelkarakteristiek.

- d. Na het storten van de kool wordt het bed vlakgespoeld.

- e. Er vindt een hoogtemeting plaats. De bedhoogte wordt gemeten ten opzichte van overstortranden en tussenmuren van filters.

- f. Na het vullen en schoonspoelen van het filter wordt het filter in bedrijf gesteld. Het eerste filtraat wordt naar het riool afgevoerd tot het water bacteriologisch betrouwbaar is.

- g. Om de kool uit het filter te verwijderen wordt een PVC-bak in het filter gebracht. Met handkracht wordt de kool in deze bak geschept en daarna met behulp van een grindpomp verder getransporteerd. Een directe verpompings van de slurry is niet mogelijk door de onderliggende zandlaag. Na verwijdering uit het filter wordt de kool op een vuilnisstortplaats gebracht.

7. Regeneratie van de kool

Niet van toepassing, daar er met een niet regenererbare kool wordt gewerkt.

8. Automatisering van het proces

De debietregeling vindt plaats via een regeling van de bovenwaterstand. De spoeling van de filters geschiedt automatisch.

Bedrijfservaringen

9. De bedrijfservaringen met koolfiltratie bij de WMZ te Ouddorp zijn weergegeven in tabel 7.8. De ervaringen te Haamstede zijn verwerkt in tabel 7.9. De gegevens zijn gebaseerd op de analyseresultaten van 1980.

Tabel 7.8 - Resultaten van koolfiltratie te Ouddorp

Parameter	Voor kool			Na kool		
	min	max	gem	min	max	gem
Koloniegetal 3 dgn 22 °C (ml ⁻¹)	0	3700	788	0	6700	1277
Koloniegetal 2 dgn 37 °C (ml ⁻¹)	0	134	14	0	1140	118
O ₂ (mg/l)				8,5	13,3	10,2
Hogere organismen					niet gemeten	
Smaak	1	2	1	1	1	1
Kleur (mg Pt/l)	9	18	12	6	13	9
TOC (mg C/l)	4	8	6	< 1	10,6	4,8
KMnO ₄ -getal (mg/l)	12	18	14,5	11	17	12,8
VOCl (µg/l)			< 1			
EOCl (µg/l)	0,1	0,9	< 0,25			
Troebelheid (FTU)	0,13	0,51	0,26			
pH				7,4	7,9	7,7
NH ₄ ⁺ (mg/l)				< 0,05	0,14	≤ 0,07

Tabel 7.9 - Resultaten van koolfiltratie te
Haamstede

Parameter	Voor kool			Na kool		
	min	max	gem	min	max	gem
Koloniegetal 3 dgn 22 °C (ml ⁻¹)	0	2320	277	0	1440	489
Koloniegetal 2 dgn 37 °C (ml ⁻¹)	0	20	3	0	4	1,5
O ₂ (mg/l)				7,4	13,6	9,9
Hogere organismen				niet gemeten		
Smaak	1	2	1	1	1-2	1
Kleur (mg Pt/l)	< 5	8	≤ 6	< 5	9	< 5,25
TOC (mg C/l)	4	8	6	< 1	5,4	2,6
KMnO ₄ -getal (mg/l)	3	9	6	3	13	5,7
VOCl (µg/l)	< 1	1,4	≤ 1			
EOCl (µg/l)	< 0,1	2,4	< 0,28			
Troebelheid (FTU)	0,12	0,68	0,25			
pH				7,4	8,1	7,7
NH ₄ ⁺ (mg/l)				< 0,05	0,12	≤ 0,05

10. Effect op andere zuiveringsstappen

- a. Er wordt met uitzondering van een kleine overdosis ozon geen desinfectiemiddel op de kool toegelaten.
- b. De invloed van koolfiltratie op de hoogte van de chloordosis voor de nachloring is niet nagegaan. Bij gelijkblijvende chloordosis (0,25 mg/l) treedt door de koolbehandeling een geringe verschuiving op naar de vorming van gebromeerde trihalomethanen.
- c. Er is geen additionele nazuivering na de koolfiltratie nodig.

- d. Er is vastgesteld dat de meeste organische microverontreinigingen die na bodempassage en ozonisatie nog aanwezig zijn zelfs door verse kool niet verwijderd worden.

Kosten van de koelfiltratie

11. Aanleg

Niet bekend daar de koelfiltratiestap qua kosten is opgenomen in de totale installatiekosten.

12. Afschrijving

De installaties worden in 20 jaar afgeschreven, de afschrijving van de kool dient nog nader vastgesteld te worden.

13. Prijs van het drinkwater (af pompstation)

O: prijs per m³ water bedraagt f 0,95.

H: prijs per m³ water bedraagt f 1,26.

De kosten van de koelfiltratie zijn niet opgegeven.

7.2.5 Koelfiltratie van gezuiverd grondwater door de WMN te Zeist

Ontwerp en bouw van koelfilters

1. Capaciteit

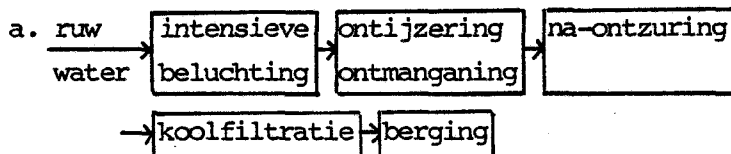
a. Ontwerpcapaciteit 360 m³/h verdeeld over 3 tweetrapsfilters.

b. Huidige belasting 360-380 m³/h verdeeld over 3 tweetrapsfilters.

2. Criteria voor koelfiltratie

WMN past koelfiltratie toe voor de verwijdering van trichlooretheen tot een gehalte lager dan 1 µg/l.

3. Plaats in de zuivering en procesvoering



- b. Bedhoogte : 1,5 m
snelheid : 7,5 m/h
contacttijd: 2 x 12 min
1 bedvolume is 12,15 m³
looptijd : gem. 10 maanden, daar WMN een tweetrapskoolfiltratie toepast staat het filter van deze 10 maanden 50 % als eerste trap en 50 % als tweede trapfilter opgesteld. Het totale aantal bedvolumina ligt tussen 21000-38000 bv waarbij de tendens zich voordoet dat de looptijden na regeneratie korter worden.
- c. Gedurende de looptijd van een filter wordt er niet gespoeld.

4. Configuratie van de filters

- a. Drukfilters, pseudo movingbed.
- b. Stalen filters met coating.
- c. De filters hebben de volgende afmetingen:
 - totale hoogte: 4,0 m;
 - diameter: 3,2 m, oppervlak 8,1 m².

Er is een doppenbodem met 75 spoeldoppen per m². De doppen hebben een kransvormige spleet van 0,5 mm. Er is een centrale aanvoerleiding van het water, waardoor het water van onder het filter boven het koolbed wordt gebracht. Het water wordt onder de doppenbodem afgevoerd.

Er zijn voorzieningen aangebracht om het filter met water zowel als met lucht te spoelen. Er worden echter geen spoelingen toegepast.

De drukfilters zijn geheel gevuld met water. Het debiet wordt geregeld via een con-

stante aanvoer.

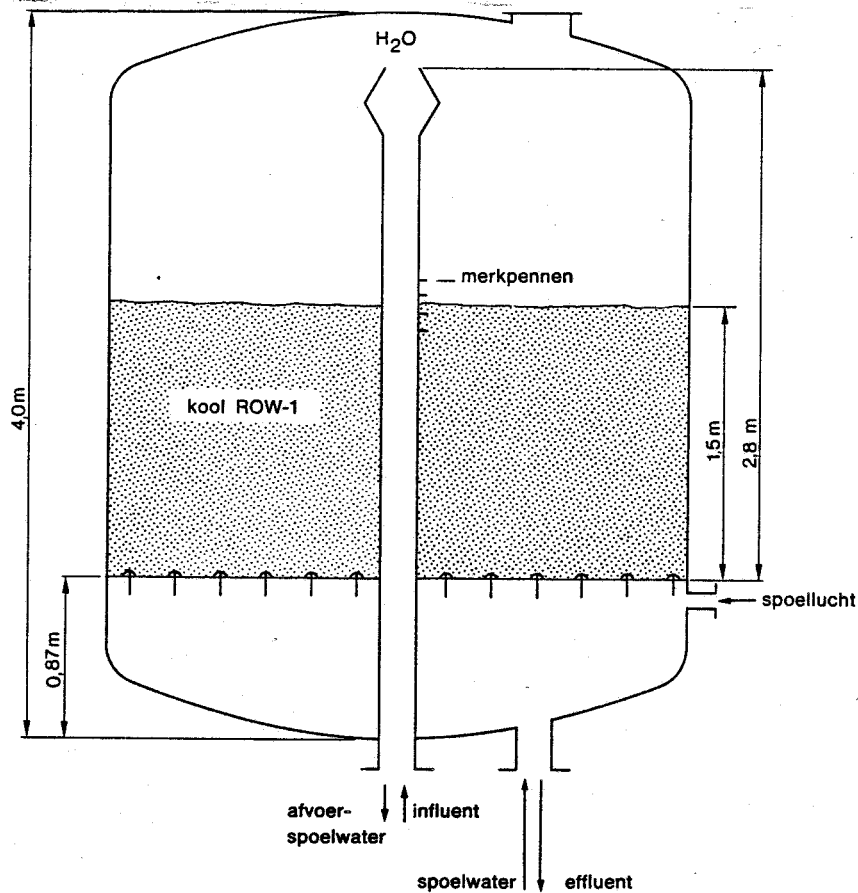


Fig. 7.9 - Schematische weergave van een koolfilter bij de WMN te Zeist

5. Aktieve kool

- a. 72 m³ verdeeld over 6 filters. Er is een reserve vulling van 4.800 kg aanwezig.
- b. De gekozen koolsoort is ROW 1, waarbij de volgende aspecten een rol hebben gespeeld:
 - opbouw bedweerstand
 - verwijderende eigenschappen.

6. Kooltransport

- a. De kool wordt met vrachtwagens in balen aangevoerd.
- b. De kool wordt via een slang met behulp van een ejecteur in het filter gebracht.

- c. De kool wordt na iedere regeneratie bemonsterd: geregenereerde en verse kool (voor aanvulling).
 - d. Voor ingebruikname wordt de kool vlakgespoeld ten behoeve van een hoogtemeting.
 - e. Deze hoogtemeting geschiedt met behulp van een meetlat en merkpennen, die op de aanvoerbuiskap voor het water zijn aangebracht.
 - f. De kool wordt in gebruik genomen volgens een door de fabrikant verstrekt voorschrift waarbij verschillende spoelsnelheden worden toegepast.
 - g. De kool wordt met behulp van een grindpomp uit het filter verwijderd en direct in de bulkwagen gepompt.
7. Regeneratie van de kool
- a. De kool wordt na circa 10 maanden geregenereerd. Als criterium wordt gehanteerd dat het gehalte aan trichlooretheen (TCE) in het filtraat $0,2 \text{ à } < 1,0 \text{ } \mu\text{g/l}$ moet zijn.
 - b. Van de kool is de belading op het tijdstip van regeneratie 10-12 g TCE/kg kool.
 - c. Het regeneratieverlies is circa 5 %.
8. Automatisering van het proces
- Het proces is niet geautomatiseerd.

Bedrijfservaringen

9. De bedrijfservaringen met koolfiltratie bij de WMN te Zeist gebaseerd op de meetgegevens van 1980/1981 zijn weergegeven in tabel 7.10.

Tabel 7.10 - Resultaten van koolfiltratie te Zeist

Parameter	Voor kool			Na kool		
	min	max	gem	min	max	gem
Koloniegetal 2 dgn 37 °C (ml ⁻¹)	< 1	6	ca 1	< 1	6	ca 1
O ₂ (mg/l)	-	-	10	-	-	10
Hogere organismen		geen			geen	
KMnO ₄ -getal (mg/l)	< 1	1	1	< 1	1	1
TCE (µg/l)	100	200	150	< 0,1	1,0	0,1
pH	7,7	8,1	7,9	7,7	8,1	7,9
NH ₄ ⁺ (mg/l)	< 0,01	0,01	0,01	< 0,01	0,01	0,01

10. Effect op andere zuiveringsstappen

- Het grondwater is in bacterieel opzicht betrouwbaar. Derhalve wordt er geen desinfectiemiddel toegepast.
- Niet van toepassing.
- Een additionele nazuivering na de koolfiltratie is niet noodzakelijk.
- Van de totale ruwwatercapaciteit (max. 1200 m³/h) heeft slechts 360-380 m³/h over een koolfilter geleid te worden. Dit TCE-houdende water wordt bij een lage productie als eerste gezuiverd.

Kosten van de koolfiltratie

11. Aanleg

De kosten van de aanleg van de koolfiltratiestap bedragen:

- ontwerpkosten f 300.000,--
- terreinwerken f 150.000,--

- bouwkundig f 150.000,--
- elektrisch f 135.000,--
- werktuigbouwkundig f 750.000,--.

12. Afschrijving

De koolfilterinstallatie wordt met 6 % per jaar afgeschreven. De koolaanschaf is geboekt als een investering, de regeneratiekosten worden als exploitatiekosten beschouwd.

13. Prijs van het drinkwater

De bereidingskosten per m³ water bedragen in totaal f 0,76, waarvan f 0,05 voor de koelfiltratie (7 %) (Prijspeil 1981).

7.2.6 Koelfiltratie van gezuiverd grondwater door GW te Hilversum

Ontwerp en bouw van koelfilters

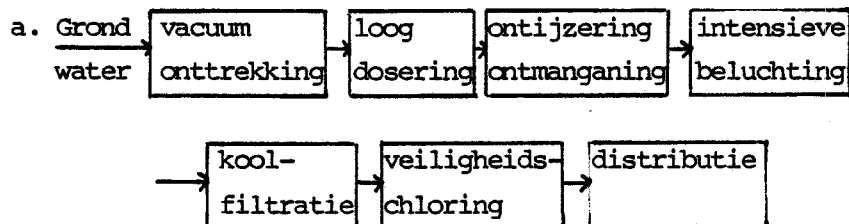
1. Capaciteit

- a. Ontwerpcapaciteit 100 m³/h verdeeld over 2 filters.
- b. Huidige belasting 65 m³/h verdeeld over 2 filters.
- c. De lagere belasting heeft een verlenging van de contacttijd tot gevolg.

2. Criteria voor koelfiltratie

GW past koelfiltratie toe voor de verwijdering van trichlooretheen, tetrachlooretheen en tetrachloormethaan.

3. Plaats in de zuivering en procesvoering



- b. Bedhoogte : 2,5 m
- snelheid : 7,5 - 8,8 m/h

contacttijd: 17-20 minuten

1 bedvolume is 9,0 m³

looptijd : gemiddeld 12 maanden.

- c. Gedurende de looptijd van een filter wordt er niet gespoeld. Wel wordt tweemaal per halfjaar de bovenste 2 cm van het filter verwijderd.

4. Configuratie van de filters

- a. Drukfilters.
- b. Stalen filters met coating.
- c. De filters hebben de volgende afmetingen:
 - totale hoogte: 4,0 m;
 - diameter 3,0 m, oppervlak 7,2 m.

Het filter is voorzien van een bodem met spoeldoppen. De wateraanvoer wordt in het bovenwater aangevoerd en via een distributiepomp met een vast debiet afgevoerd. Er is een mogelijkheid voor de toevoer van spoelwater via de doppenbodem, het water wordt daarbij via de overstort aangevoerd. Er zijn geen voorzieningen voor een luchtspoeling.

5. Aktieve kool

- a. In totaal is er 45 m³ aktieve kool aanwezig.

Hiervan zijn 18 m³ in gebruik verdeeld over 2 koolfilters. Er zijn 3 reserve filtervullingen (27 m³).
- b. De gekozen koolsoort is ROW 1 gezien de verwijderende eigenschappen voor onder andere TCE.

6. Kooltransport

- a. De kool wordt met vrachtwagens in balen aangevoerd.
- b. De kool wordt per baal los in de filters gestort.
- c. Er vindt geen bemonstering van de verse

kool plaats.

- d. Na het storten van de kool wordt het bed vlakgespoeld.
- e. Na deze klassificatiespoeling vindt een hoogtemeting plaats.
- f. Na het vullen van het filter wordt de kool gedurende 5 dagen bevochtigd. Daarna vindt de reeds onder d vermelde klassificatiespoeling plaats.
- g. De kool wordt onder bijmenging van water via een afvoerbuis met een inwendige diameter van 100 mm uit het filter verwijderd. Hierbij wordt de kool incidenteel bemonsterd voor de bepaling van de TCE-belading.

7. Regeneratie van de kool

- a. De kool wordt na gemiddeld 12 maanden geregenereerd. Als criterium wordt het gehalte aan TCE gehanteerd. Dit gehalte mag de 1 µg/l TCE niet overschrijden.
- b. Eenmalig is de belading van de kool op het tijdstip van regeneratie bepaald. Het gehalte bedroeg 43 g TCE/kg kool.
- c. Het regeneratieverlies is circa 10 %.

8. Automatisering van het proces

Het proces is niet geautomatiseerd.

Bedrijfservaringen

- 9. De bedrijfservaringen met koolfiltratie bij GW te Hilversum zijn weergegeven in tabel 7.11.

Tabel 7.11 - Resultaten van koolfiltratie te Hilversum

Parameter	Voor kool			Na kool		
	min	max	gem	min	max	gem
Kiemgetal 3 dgn 23 °C (ml ⁻¹)	1	1040	65	0	1500	135
Kiemgetal 2 dg, 37 °C (ml ⁻¹)	0	47	2	0	160	3
O ₂ (mg/l)	9,1	13,4	12,3	6,5	12,8	10,5
UV-extinctie (m ⁻¹)	1,0	4,7	2,3	0	3,7	1,4
KMnO ₄ -getal (mg/l)	1,6	6,3	3,5	0,9	5,3	2,8
Trichloor- etheen (µg/l)	1,6	8,9	4,8	< 0,1	1,1	< 0,1
Tetrachloor- etheen (µg/l)	< 0,1	0,9	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Tetrachloor- koolstof (µg/l)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Troebelheid (FTU)	0,09	0,65	0,25	0,07	0,50	0,30
pH	8,0	8,7	8,4	7,4	8,4	8,1

10. Effect op andere zuiveringsstappen

- a. Er wordt geen desinfectiemiddel op de kool gebracht.
- b. In Hilversum werd voordat beluchting en koolfiltratie werd ingevoerd geen nachloring toegepast. Beluchting en koolfiltratie hebben als "open" systeem een nachloring noodzakelijk gemaakt. De toegepaste dosis bedraagt 0,2 mg/l.
- c. Een additionele zuivering na de koolfiltratie is naast de reeds vermelde nachloring niet noodzakelijk.

Kosten van de koolfiltratie

11. Aanleg

Totale kosten voor een provisorische aanleg van gebouw, leidingen, filters en koolaanschaf is circa f 100.000,--.

12. Afschrijving

Gezien het provisorische karakter van de installatie is er geen afschrijvingsfilosofie.

13. Prijs van het water

De prijs per m³ water bedraagt f 1,--.

7.2.7 Koolfiltratie van gezuiverd oeverfiltraat door de WMO te Zwolle

In de naaste toekomst zal de WMO koolfiltratie gaan toepassen op het zuiveringsbedrijf "Engelse Werk". In deze paragraaf zijn de proefinstallatiegegevens (op technische schaal) vermeld die betrekking hebben op de nieuw te bouwen installatie te zamen met gegevens over deze te bouwen installatie.

Ontwerp en bouw van de koolfilters

1. Capaciteit

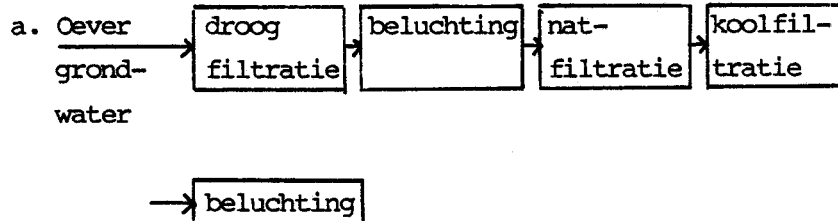
a. Ontwerpcapaciteit: 2600 m³/h verdeeld over 12 filters; 10 filters vormen 100 % productiecapaciteit.

2. Criteria voor koolfiltratie

WMO gaat koolfiltratie toepassen voor

- verwijdering van organische microverontreinigingen
- verbetering van reuk en smaak.

3. Plaats in de zuivering en procesvoering



- b. Bedhoogte : 2,22 m
snelheid : 11,1 m/h
contacttijd: 12 min
1 bedvolume: 52 m³
looptijd : ieder filter wordt doorstroomd met 50000 bv. Zonder recirculatie is de looptijd dan 2 jaar. Gedurende deze periode is het filter circa 53 % (60 weken) van de tijd in gebruik.

- c. De spoeling zal plaatsvinden op weerstand of zo nodig op doorslag van ijzer. Bij het proefinstallatieonderzoek bleek tijdens de gehele looptijd van het filter de spoeling achterwege te kunnen blijven.

4. Configuratie van de filters

- a. Drukfilters.
- b. Betonnen filters.
- c. De filters hebben de volgende afmetingen:
 - lengte 6,00 m, breedte 3,90 m, oppervlak 23,4 m².

In de bodem zijn spoeldoppen aangebracht. De wateraanvoer geschiedt via een overstortgoot, die zich 3,40 m boven de bodem van een filter bevindt. Ieder filter beschikt over één voedingspomp. Deze pomp wordt zo gekozen dat snelheidsvariaties beperkt blijven tot circa 10 %. Het spoelwater wordt aangevoerd onder de filterbodem via spoeldoppen. Dit is ook het geval voor de aanvoer van lucht. Het al of niet toepassen van recirculatie is nog in studie.

5. Aktieve kool

- a. 572 m³ kool verdeeld over 11 filters.
- b. De keuze van de koolsoort is voorlopig gevallen op ROW 0,8 S waarbij de verwijderen-

de eigenschappen van de kool de keuze hebben bepaald.

6. Kooltransport

Voor de proefinstallatie wordt de kool in ballen aangevoerd. In de toekomst zal op bulktransport worden overgegaan. Voor de ingebruikname van de filters en de verwijdering van de kool uit de filters zullen de voorschriften van de fabrikant worden gevolgd.

7. Regeneratie van de kool

a. De kool zal na gemiddeld 2 jaar (50.000 bv) worden geregenereerd. Als criterium zal waarschijnlijk het gehalte aan bishloorisopropylether worden gehanteerd. b. Tot op heden is alleen gekeken naar de concentratie in het effluent, de belading is tot op heden niet bepaald.

c. Volgens opgave van de fabrikant bedragen de regeneratieverliezen 8 à 10 %.

8. Automatisering van het proces

Het gehele proces zal geautomatiseerd worden behalve mogelijk het vullen van de filters met kool.

Bedrijfsgegevens

De hier vermelde resultaten zijn ontleend aan het proefinstallatieonderzoek. Hierbij is 41,1 m³/h water in stalen drukfilters met coating behandeld onder bovengenoemde condities. Behandeld is het water van 6 van de 24 ondiepe putten. De selectie van de putten heeft plaatsgevonden op de relatief hoge gehalten aan organische verontreinigingen. De gemiddelde waarden na koolfiltratie berusten op de gemiddelde waarde over een looptijd corresponderend met 50.000 bv.

9. De bedrijfservaringen met koolfiltratie bij de WMO te Zwolle zijn weergegeven in tabel 7.12

voor de biologische en chemische parameters en in tabel 7.13 voor de verwijdering van micro-verontreinigingen.

Tabel 7.12 - Resultaten van koelfiltratie te Zwolle

Parameter	Voor kool			Na kool		
	min	max	gem	min	max	gem
Koloniegetal 3 dgn 20 °C (ml ⁻¹)	6	1020	125	1	800	67
Koloniegetal 2 dgn 37 °C (ml ⁻¹)	0	760	31	0	100	6
O ₂ (mg/l)	5,0	12,5	9,0	4,0	9,2	6,9
Smaak (systeem RUU)	2,26	2,87	2,79	0,74	2,07	1,29
Kleur (mg Pt/l)	1	9	4,1	1	4	2
UV-extinctie (m ⁻¹)	6,3	8,0	7,1	0,3	7,0	4,4
TOC (mg C/l)	1,6	2,8	2,2	0,1	2,5	1,6
KMnO ₄ -getal (mg/l)	4	9	6,5	<1	10	4,2
EOCl (µg/l)	0,2	3,6	2,2	<0,1	1,6	0,3
Fenolindex (µg/l)	0,4	6	1,8	<0,1	4,5	0,9
pH	7,05	7,60	7,32	7,00	7,70	7,32
NH ₄ ⁺ (mg/l)	<0,01	0,04	0,02	<0,01	0,04	0,01

Tabel 7.13 - Verwijdering van organische microveront-
reinigingen door koolfiltratie te Zwolle

Component (µg/l)	Voor kool			Na kool		
	min	max	gem	min	max	gem
Bis(chloorisopropyl)ether	1,70	2,50	2,20	<0,05	0,80	0,44
o-chlooraniline	0,20	0,45	0,29	<0,05	<0,05	<0,05
triethylfosfaat	0,30	0,90	0,68	0,10	0,80	0,45
2,6-chloortoluidine	0,15	0,20	0,17	<0,05	<0,05	<0,05
2,4 en 2,5-chloortoluidine	0,30	0,90	0,53	<0,10	0,10	<0,10
2,5 dichlooraniline	0,30	0,60	0,44	<0,10	0,20	<0,10
diisobutylftalaat	0,10	0,20	0,16	<0,05	0,10	0,06
difenylsulfon	0,20	0,50	0,36	<0,1	0,30	0,10
dibutylftalaat	0,10	0,40	0,34	0,05	0,30	0,17
tolueen	0,005	0,020	0,011	<0,005	0,005	<0,005
monochloorbenzeen	0,025	0,060	0,040	<0,005	<0,005	<0,005
m en p-xyleen	0,005	0,015	0,010	<0,005	0,005	<0,005
o-xyleen	0,005	0,010	0,007	<0,005	0,005	<0,005
2-chloortolueen	0,010	0,030	0,018	<0,005	<0,005	<0,005
4-chloortolueen	0,005	0,020	0,012	<0,005	<0,005	<0,005
mesityleen	<0,005	0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
m-dichloorbenzeen	0,045	0,080	0,061	<0,005	<0,005	<0,005
p-dichloorbenzeen	0,100	0,200	0,164	<0,005	<0,005	<0,005
o-dichloorbenzeen	0,300	0,600	0,429	<0,005	0,005	<0,005
m-diisopropylbenzeen	<0,005	0,010	0,005	<0,005	<0,005	<0,005
trichloorbenzeen	0,050	0,150	0,080	<0,005	<0,005	<0,005
1,3,5-triisopropylbenzeen	<0,005	0,010	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Pesticiden						
HCB	<0,01	0,01	<0,01	-	-	-
αHCH	<0,01	0,04	0,02	-	-	-
βHCH	<0,01	0,04	0,01	-	-	-
γHCH	<0,01	0,03	<0,01	-	-	-
aldrin	<0,01	<0,01	<0,01	-	-	-
Detergenten (mg/l)	0,02	0,09	0,05	<0,01	0,04	0,01
Cholinesteraseremmers	0,01	0,13	0,06	<0,01	0,13	0,03
Olie (mg/l)	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	0,05	<0,01

Het zij opgemerkt dat voor de toekomst de minimale en maximale gehalten niet relevant zijn voor de bedrijfssituatie daar er dan door het gebruik van meerdere filters een afvlakking van de kwaliteit zal optreden. Bovendien zal dan het water van alle 24 ondiepe putten worden gefiltreerd, zodat ook de aanvoerkwaliteit beter zal zijn.

10. Effect op andere zuiveringsstappen

- a. Er wordt geen desinfectiemiddel op de kool gebracht.
- b. Er wordt geen nadesinfectie toegepast.
- c. Na de koolfiltratie wordt het water belucht om enerzijds het koolzuurgehalte te verlagen en anderzijds het zuurstofgehalte te verhogen.

Kosten van de koolfiltratie

Deze zijn gezien de stand van zaken tijdens het opstellen van deze mededeling nog niet te geven.

7.2.8 Koolfiltratie van gezuiverd Biesboschwater bij het GEB te Dordrecht

In de naaste toekomst zal het GEB Dordrecht koolfiltratie gaan toepassen op het zuiveringsbedrijf Baanhoek. In deze paragraaf zal het ontwerp van de te bouwen installatie worden behandeld.

Ontwerp en bouw van de koolfilters

1. Capaciteit

- a. Ontwerpcapaciteit: 1980 m³/h verdeeld over 5 filters.

2. Criteria voor koolfiltratie

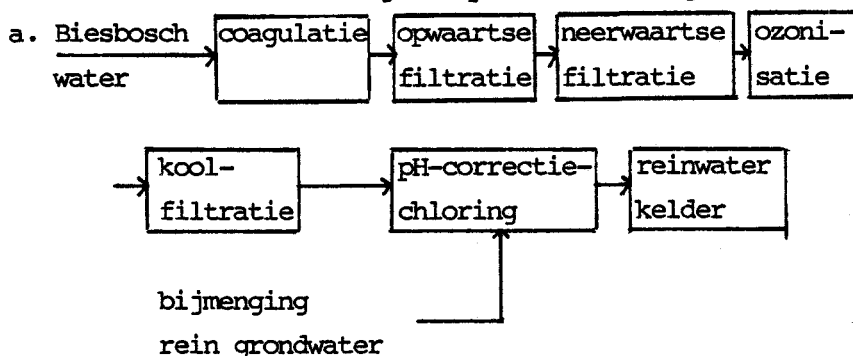
GEB gaat koolfiltratie toepassen voor:

- smaakverbetering;
- veiligheid voor de verwijdering van onopge-

merkte verontreinigingen;

- verlaging van de THMFP;
- verlaging van het TOC-gehalte;
- verlaging van het AOC-gehalte;
- polishing van het filtraat.

3. Plaats in de zuivering en procesvoering



- b. Bedhoogte : 4,2 m
snelheid : max. 30 m/h
contacttijd: min. 9 min
1 bedvolume: 100 m³
looptijd : gedacht wordt aan een looptijd van 12 à 18 maanden.

- c. In principe zullen de koolfilters zo min mogelijk worden gespoeld. In het begin zal echter een spoelfrequentie van 1x per week worden aangehouden.

4. Configuratie van de filters

- a. Drukfilters.
- b. Stalen filters met coating.
- c. De filters hebben de volgende afmetingen:
diameter 5,5 m, oppervlak 23,8 m²
totale hoogte 9,3 m.
In de bodem zijn spoeldoppen (spleetwijdte 0,2 mm) aangebracht.
Het aantal doppen bedraagt 65 per m².
Het filter bestaat uit de volgende lagen:
- een laag zand van 0,3-0,4 mm met een hoogte van 50 cm;

- aktieve kool met een hoogte van 4,2 m.

Er is een wateraanvoerleiding door het koolbed die trechtervormig boven het koolbed uitmondt. Het aangevoerde water wordt onafhankelijk van de weerstand over de individuele filters gelijkmatig over de filterketels verdeeld. Bij een produktiestilstand zal het water worden gerecirculeerd. De waterafvoer vindt onder de doppenbodem plaats.

De spoelwateraanvoer vindt plaats via de leiding voor de waterafvoer, de spoelwaterafvoer vindt plaats via de wateraanvoerleiding.

Er is een mogelijkheid tot ontluchten en er zijn voorzieningen voor een luchtspoeling. Een schematische weergave van een koolfilter is afgebeeld in figuur 7.10.

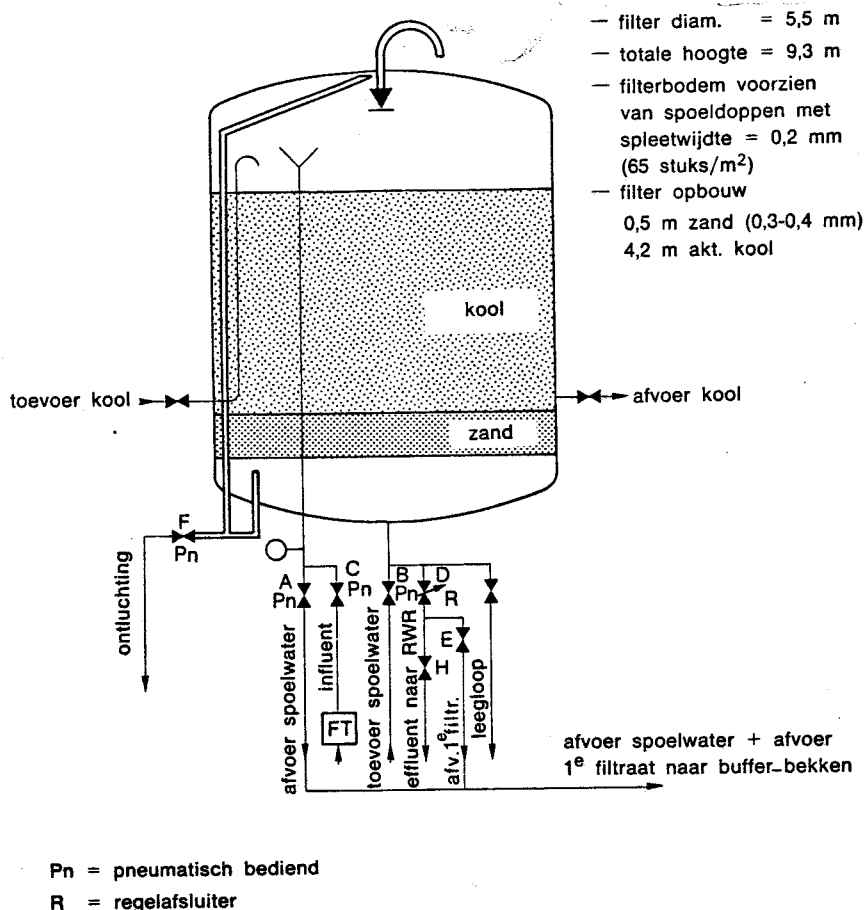


Fig. 7.10 - Schematische weergave van een koolfilter bij GEB te Dordrecht

5. Aktieve kool

- a. 500 m³ kool verdeeld over 5 filters.
- b. Er is nog geen definitieve keuze gemaakt tussen reaktiveerbare kool of wegwerpkool.

6. Kooltransport

Er worden voorzieningen getroffen voor een bulklevering van de kool. Hierbij zal de kool worden aan- en afgevoerd met behulp van een wervelradpomp door een leiding van 150 mm. Er zal een hoogtemeting worden uitgevoerd met behulp van een peilstok.

7. Regeneratie van de kool

Hierover zijn nog geen gegevens voorhanden.

Bedrijfsgegevens

10. Effect op andere zuiveringsstappen

- a. Er wordt geen desinfectiemiddel op de kool toegelaten.
- b. Er wordt een nadesinfectie toegepast. De invloed van koolfiltratie op de hoogte van de chloordosis en de neveneffecten van de chloring zijn nog niet bekend.
- c. Onder het koolfilter is een zandlaag aangebracht om fijne kooldeeltjes en bacteriëmateriaal af te vangen.

Kosten van de koolfiltratie

Deze zijn nog niet definitief bekend. Wel is bekend dat de kool in 10 jaar zal worden afgeschreven indien regenerereerbare kool wordt gebruikt, de installatie wordt in 15 jaar en de gebouwen worden in 40 jaar afgeschreven.

7.3

Evaluatie van de verkregen gegevens

In paragraaf 7.2 is alle beschikbare informatie per bedrijf weergegeven. Hier zal op de meest belangrijke aspecten nader worden ingegaan.

- Criteria voor koolfiltratie

Door de bedrijven zijn in totaal 7 criteria voor de toepassing van koolfiltratie gegeven. Deze criteria en de volgorde waarin zij door de bedrijven zijn opgegeven zijn samengebracht in tabel 7.14.

Tabel 7.14 - Criteria voor de toepassing van actieve koolfiltratie

Criterium	Bedrijf							
	DWL	PWN	WNWB	WMZ	WMN	GW	WMO	GEB
Verwijdering toxische stoffen	x	1	1	1	1	1	1	2
- THM		1						
- TCE en andere					1	1		
- bishloorisopropylether							1	
Verbetering smaak	x	3	2				2	1
Beperking nagroei	x	2						
Reductie THMFP								3
Reductie TOC								4
Reductie AOC								5
Polishing filtraat								6

Uit de tabel blijkt dat in bijna alle gevallen het belangrijkste criterium voor koolfiltratie de verwijdering van toxische stoffen in het algemeen is. PWN specificceert dit criterium voor de verwijdering van (bij de breekpuntchlooring gevormde) THM, WMO noemt de verwijdering van bishloorisopropylether terwijl de grondwaterzuiverende bedrijven WMN en GW zich gezien hun probleem richten op de verwijdering van TCE.

Vijf bedrijven noemen de verbetering van smaak en twee bedrijven beperking van de nagroei. GEB noemt dit criterium niet, maar streeft wel een AOC-reductie na.

- De toegepaste contacttijd en lineaire snelheid die door de bedrijven wordt toegepast te zamen met de looptijd van het filter en het aantal bedvolumina zijn weergegeven in tabel 7.15.

Tabel 7.15 - Contacttijd, lineaire snelheid, looptijd en aantal bedvolumina bij de toepassing van koolfiltratie bij de verschillende bedrijven

Bedrijf	Contacttijd (min)	Snelheid (m/h)	Looptijd (maanden)	bedvolumina
DWL	12	20	15	55000
PWN	2 x 17,5	10,3	11-12	14000
WNWB	37	3,4	12	15000
WMZ O	10,7-54,5	1,1-5,6	?	?
H	9,6-54,5	1,1-6,3	?	?
WMN	2 x 12	7,5	10	21000-38000
GW	17-20	3,8-4,4	12	31000
WMO,ontwerp	12	11,1	24	50000
GEB,ontwerp	> 9	<30	12-18	?

Uit de tabel blijkt dat er ondanks veelal dezelfde doelstellingen toch relatief grote verschillen optreden bij de procesvoering. De contacttijd varieert van 9-54,5 min, de snelheid van 1,1-30 m/h en het aantal bedvolumina per cyclus van 14000-55000 bv. De looptijd van de filters is in het algemeen van dezelfde grootte-orde (10-24 maanden).

Voor een deel kunnen deze verschillen worden toegeschreven aan een bedrijfsvoering bij een (veel) lagere capaciteit als de ontwerpgrootte. Ook de keuze van de procesparameters aan de hand van criteria die op dit moment niet meer als primair worden beschouwd (zoals TOC) kan hierbij een rol spelen. Desondanks blijkt uit bovenstaande duidelijk de noodzaak om de huidige criteria nader te onderbouwen, wat kan leiden tot een eenduidige vaststelling van contacttijd, snelheid, looptijd en aantal bedvolumina. Hier-

bij kunnen toxiciteitstesten, waarop in hoofdstuk 9 nader wordt ingegaan een belangrijke rol spelen. Een eenduidig criterium is reeds aanwezig bij enige bedrijven die koelfiltratie toepassen voor de verwijdering van een eenduidige verontreiniging. PWN richt zich nu op 70 µg/l THM, WMN heeft als criterium 0,2-1 µg/l TCE, GW richt zich op 1 µg/l TCE terwijl WMO overweegt een criterium te baseren op bishloorisopropylether. De andere bedrijven stellen momenteel op economische gronden de condities vast.

- In hoofdstuk 6 is ingegaan op de plaats in de zuivering van de koelfiltratie. Hierbij is gesteld dat in alle gevallen snelfiltratie als voorzuivering vereist is, terwijl ook ozonisatie een gunstige invloed op de kwaliteit van het effluent van een koelfilter heeft. De toegepaste voorzuiveringen zijn weergegeven in tabel 7.16.

Tabel 7.16 - Voorzuivering bij koelfiltratie

Bedrijf	Voorzuivering
DWL	Coagulatie - Ozonisatie - Dubbellaagsfiltratie
PWN	Microzeving - Overchloring - Coagulatie - Snelfiltratie
WNWB	Coagulatie - Breekpuntchloring - Dubbellaagsfiltratie
WMZ	Snelfiltratie - Ozonisatie
WMN	Beluchting - Snelfiltratie - Ontzuring
GW	Loogdosering - Snelfiltratie - Beluchting
WMO	Droogfiltratie - Beluchting - Snelfiltratie
GEB	Coagulatie - Opwaartse en neerwaartse filtratie - Ozonisatie

In alle gevallen wordt dus inderdaad een voorfiltratie toegepast terwijl 3 van de 6 oppervlaktewaterverwerkende bedrijven ook ozonisatie

toepassen.

- Grote verschillen treden op bij het al of niet spoelen van de filters. De reden van spoeling en de spoelfrequentie is weergegeven in tabel 7.17.

Tabel 7.17 - Spoelcriteria en frequentie van
koolfilters

Bedrijf	Spoelcriterium	Frequentie
DWL	tijd evt. 4,1 m waterkolom	1 x week
PWN	weerstand	4,6 x per cyclus
WNWB	weerstand	niet
WMZ	tijd	1 x week
WMN	weerstand	niet
GW	weerstand	niet
WMO, ontwerp	weerstand	niet
GEB, ontwerp	tijd	1 x week

Zoals vermeld is het in principe wenselijk om de bedopbouw zo min mogelijk te verstoren en dus zo min mogelijk te spoelen. Dit gebeurt dan ook bij vijf van de acht bedrijven; WNWB, WMN, GW en WMO spoelen niet, PWN spoelt zo min mogelijk. De andere bedrijven spoelen 1 x week. Gezien de wijze van koolfiltratie bij WMZ (als dubbellaagsfilter) is een regelmatige spoeling hier onvermijdelijk. Opvallend is echter de spoelfrequentie van DWL en voorlopig GEB in vergelijking met WNWB. Alle bedrijven passen koolfiltratie toe op gezuiverd Biesboschwater, WNWB spoelt niet en de andere bedrijven spoelen wekelijks. Nader onderzoek op dit punt lijkt dan ook gewenst.

- Afhankelijk van de aanwezige voordruk zullen betonnen open filters of (roestvrij) stalen drukfilters met coating worden toegepast. Het blijkt

dat 4 bedrijven betonnen en 4 bedrijven (roest-vrij) stalen filters gebruiken. In beide groepen wordt in 1 geval het pseudo moving bed toegepast (PWN en WMN). Hierbij wordt de kool tot een hogere uitputtingsgraad gebruikt.

In alle gevallen zijn de filters voorzien van een bodemplaat met spoeldoppen. Op 6 lokaties wordt hier direct de kool opgebracht. WMZ werkt echter met een filter bestaand uit een steunlaag van grind, een laag filterzand en dan de kool. Als enige gaat GEB een steunlaag van 50 cm zand onder de kool aanbrengen om kooldeeltjes en bacteriemateriaal af te vangen.

- Alle bedrijven gebruiken kool van dezelfde fabrikant. 4 Bedrijven gebruiken ROW 0,8 S, 1 bedrijf PK 1-3 en 2 bedrijven ROW 1. De toegepaste koolsoorten en de redenen waarom deze kool is aangeschaft zijn vermeld in tabel 7.18.

Tabel 7.18 - Koolsoorten met de redenen voor aanschaffing

Bedrijf	DWL	PWN	WNWB	WMZ	WMN	GW
Koolsoort	ROW 0,8S	ROW 0,8S	ROW 0,8S	PK 1-3	ROW1	ROW1
Opbouw bedweerstand	x		x		x	
Verwijderende eigenschappen	x	x	x	x	x	x
Regeneratiemogelijkheden	x		x			
Kosten	x	x	x	x		

In alle gevallen spelen dus de verwijderende eigenschappen een rol, 4x spelen de kosten een belangrijke rol, 3x wordt de opbouw van de bedweerstand genoemd en 2x zijn de regeneratiefaciliteiten vermeld.

De uiteindelijke keuze van de kool was echter

zeker niet in alle gevallen het resultaat van selectie-onderzoek op laboratorium en/of proef-fabriekschaal. Nader onderzoek naar snelle selectiemethoden blijft gewenst.

- Bij de zes bedrijven waar koelfiltratie reeds wordt toegepast wordt in drie gevallen de kool in bulk aangevoerd, de andere bedrijven voeren de kool in balen aan. De wijze van transport hangt samen met de te vervoeren hoeveelheid kool. Bij het bulktransport wordt de kool in slurryvorm naar het filter verpompt, bij het transport in balen wordt de kool meestal los in het filter gestort. Bij alle bedrijven wordt de kool in gebruik genomen na een bepaalde spoel-procedure. Bij WNWB en GW wordt voorafgaand aan deze procedure de kool bevochtigd en de lucht uit de poriën verwijderd door het filter enige dagen onder water te zetten. Na het spoelen wordt door alle bedrijven een hoogtemeting uitgevoerd.

Van de zes bedrijven passen vier bedrijven een bemonstering van de kool toe. WNWB en GW bemonsteren de kool niet, WMN bemonstert de kool alleen na gebruik om de beladingsgraad te bepalen. WMZ bemonstert de verse kool om een zeefanalyse uit te voeren. Alleen DWL en PWN bemonsteren de verse en geregenereerde kool ter controle van de afgeleverde kool. Dit punt verdient duidelijk meer aandacht, waarbij de in hoofdstuk 4 geïntroduceerde keuringsmethoden toegepast kunnen worden.

- Van de zes bedrijven die koelfiltratie al toepassen gebruiken er vijf regenereerbare kool, alleen WMZ gebruikt niet-reaktiveerbare kool. WMO gaat regenereerbare kool gebruiken, GEB heeft op dit punt nog geen beslissing genomen. In tabel 7.19 is per bedrijf het regeneratiecricri-

terium, de regeneratieverliezen en indien bekend de belading bij regeneratie gegeven.

Tabel 7.19 - Regeneratiegegevens

Bedrijf	Regeneratiecriterium	Regeneratieverliezen	Belading bij regeneratie
DWL	geen	5-10 %	-
PWN	gehalte THM < 70 µg/l	10 %	85 g TOC/kg kool
WNWB	geen	10 %	80 g TOC/kg kool
WMZ	geen	niet van toepassing	-
WMN	geh. TCE < 0,2-1 µg/l	5 %	10-12 g TCE/kg kool
GW	gehalte TCE 1 µg/l	10 %	43 g TCE/kg kool
WMO	gehalte bishloor isopropylether	8-10 %	-

PWN, WMN en GW hebben een regeneratiecriterium gebaseerd op het gehalte aan THM of TCE in het water. WMO overweegt een criterium gebaseerd op het gehalte aan bishloorisopropylether. DWL, WNWB en WMZ stellen de looptijd op praktische gronden vast. Er treden bij de regeneratie dus verliezen op variërend van 5-10 %. Over de beladingsgraad zijn weinig gegevens bekend, waarbij tevens grote verschillen optreden. Over de wijze waarop de beladingsgraad bepaald cq berekend is ontbreekt voldoende informatie. Daarnaast heeft WMN vastgesteld dat de looptijd van de filters afneemt na regeneratie. Ook dit punt verdient nader onderzoek.

- Op deze plaats zal niet uitgebreid op alle vermelde bedrijfsgegevens worden ingegaan. Alleen zullen enige opvallende punten worden geaccentueerd:
 - a. Er is geen duidelijk beeld te verkrijgen betreffende de kiemgetallen voor en na koolfiltratie. Bij WNWB, WMZ en GW treedt een stij-

ging op, bij DWL en WMO een daling, terwijl er bij PWN en WMN nauwelijks verschillen optreden. Wel treedt er bij koolfiltratie behalve bij WMN altijd een zuurstofconsumptie op. Het gemiddelde van deze consumptie varieert van 0,8-2,1 mg/l.

- b. Bij DWL en PWN zijn na koolfiltratie hoge gehalten aan hogere organismen aangetoond. De gehalten liggen in dezelfde grootte-orde. Opvallend is dat PWN een nazuivering met behulp van microzeven nodig acht terwijl DWL geen nazuivering toepast.

Op punt a en b zal in hoofdstuk 8 uitgebreid worden ingegaan.

- c. Organische stofparameters zoals TOC en UV worden slechts gedurende relatief korte looptijden van de koolfilters sterk gereduceerd.
- d. TCE is zeer goed met behulp van koolfiltratie te verwijderen, THM zijn veel minder goed te verwijderen, waarbij de verwijdering van de meer gebromeerde THM het best verloopt.
- e. WMZ heeft geconstateerd dat stoffen die een bodempassage en ozonisatie passeren ook niet door actieve koolfiltratie (met verse kool) worden verwijderd.

- In sommige gevallen heeft de koolfiltratie consequenties gehad voor de nazuivering:

- a. PWN heeft voor de verwijdering van hogere organismen microzeving ingevoerd. De chloordioxyde dosering is na invoering van de koolfiltratie verlaagd van 0,2 naar 0,04 mg/l.
- b. Enige bedrijven (WMZ, WNWB) hebben geconstateerd dat bij chloring na koolfiltratie een verschuiving optreedt naar de vorming van meer gebromeerde THM in vergelijking met een chloring zonder voorafgaande koolfiltratie.

c. GW heeft door de introductie van de open systemen beluchting en koolfiltratie tevens een nachloring in moeten voeren.

Van bovengenoemde punten is vooral de combinatie koolfiltratie - nadesinfectie van belang. Ondanks het feit dat er op dit punt reeds veel werk is verricht is nader onderzoek (vooral gericht op de toxicologische aspecten) dringend gewenst.

- Ook is aandacht besteed aan enige kostenaspecten. Hierbij speelt allereerst de prijs van de verse kool een rol. De bij de Nederlandse waterleidingbedrijven in gebruik zijnde koolsoorten hadden begin 1982 de volgende richtprijzen:

ROW 0,8 S: circa f 1.590,-- per m³ in bulk, af fabriek

ROW 1 : circa f 1.590,-- per m³ in bulk, af fabriek

PK 1-3 : circa f 600,-- per m³ verpakt, af fabriek.

Bij de vaststelling van de exacte prijs spelen de afgenomen hoeveelheid, het kooltype en de wijze van transport een belangrijke rol.

Van de bovengenoemde kooltypen zijn ROW 0,8 S en ROW 1 regenerereerbaar. Voor de regeneratie bestonden begin 1982 de volgende richtprijzen:

ROW 0,8 S: f 590,-- à f 715,-- per m³ af fabriek

ROW 1 : circa f 1.130,-- per m³ af fabriek.

De exacte kosten worden in sterke mate bepaald door de wijze van transport (bulk- of zaktransport; volle of niet volledig volle tankwagens), de jaarlijks te activeren hoeveelheid kool, de transportafstand van waterleidingbedrijf naar fabriek en de transport- en reaktivatieverliezen.

Bij de reaktivatiekosten spelen dus meerdere factoren een belangrijke rol. Van de zwaarte van

deze factoren hangt het af de regeneratie ter plaatse door het waterleidingbedrijf of door de koolleverancier uit te (laten) voeren. Voor een verdere evaluatie van deze materie zij verwezen naar hoofdstuk 10 en naar Van Lier en Wenink (lit. 7.1.).

In de enquête is tenslotte ingegaan op de kosten van de drinkwaterbereiding en de kosten van de koolfiltratiestap. De kosten van de drinkwaterbereiding variëren van f 0,35 - f 1,26 per m³ water. De kosten van de koolfiltratiestap bedragen f 0,03 - f 0,23 per m³ water. De koolfiltratiekosten bedragen dus 9 - 27 % van de totale zuiveringskosten. Deze marges worden veroorzaakt door een breed scala van factoren (ontwerpcapaciteit, huidige belasting, aanleg van filters en gebouwen, wijze van koolgebruik enz.). Inzicht in welke factoren van doorslaggevend belang zijn ontbreekt momenteel.

7.4 Suggesties voor verder onderzoek

De in dit hoofdstuk beschreven ervaringen van de bedrijven op het gebied van koolfiltratie geven aanleiding tot de volgende aanbevelingen voor nader onderzoek.

- Vaststellen van eenduidige criteria voor de toepassing van koolfiltratie. Hierbij kunnen toxiciteitstesten en organische stofparameters een rol spelen.

Aan de hand van deze criteria kunnen contacttijd, snelheid en looptijd eenduidig worden bepaald. Ook bij de keuze van de kool zijn eenduidige parameters van belang.

- Onderzoek naar snelle selectiemethoden gericht op de huidige doelstellingen voor actieve koolgebruik.

- Onderzoek naar de spoeling van koolfilters.
Hierbij is zowel het spoelcriterium als de wijze van spoeling van belang.
- Onderzoek naar de toepassing van het pseudo-mo-
vingbed principe.
- Onderzoek naar en toepassing van keuringsmetho-
den van verse en geregenereerde aktieve kool.
- Onderzoek naar het afnemen van de adsorptiecapa-
citeit van geregenereerde kool.
- Onderzoek naar het gecombineerde effect van
koolfiltratie en nadesinfectie.
- Onderzoek naar de noodzaak van recirculatie bij
bedrijfsstilstand.

LITERATUUR

- 7.1 Lier, W.C. van, Wenink, J.: De regeneratie van
aktieve kool. Tijdschrift Becewa 49, 18-27
(1979).

8 BIOLOGISCHE PROCESSEN IN KOOLFILTERS

8.1 Inleiding

Bij filtratie van water door een bed van granulaire actieve kool bleek er zuurstof verbruikt te worden, terwijl tevens sterk verhoogde koloniegetallen in het water werden waargenomen (lit 8.1-8.5). Ook werd geconstateerd dat koolfiltratie tevens een sterke toename van hogere organismen in het water tot gevolg kan hebben (lit 8.6).

Een toename van de aantallen (micro)organismen in het water is ongewenst daar koolfiltratie meestal een laatste waterbehandeling in het zuiveringsproces is. De waarnemingen betreffende de invloed van koolfiltratie op de koloniegetallen van het water in verschillende praktijk- en proefinstallaties alsmede de verklaringen voor de geconstateerde biologische processen in actieve koolfilters lopen sterk uiteen. In dit hoofdstuk is getracht de voorhanden zijnde gegevens zodanig te rangschikken dat nader inzicht in de oorzaken en de betekenis van de biologische processen in koolfilters die bij de bereiding van drinkwater worden toegepast wordt verkregen. Tevens is aangegeven welke aspecten voor nader onderzoek in aanmerking komen.

8.2 Voorkomen van micro-organismen op actieve kool en in het filtraat van koolfilters

8.2.1 Inleiding

Afhankelijk van de toegepaste werkwijze kunnen bepalingen van het koloniegetal inzicht verschaffen in de aantallen en de aard van de micro-organismen aanwezig in het water en op actieve kool.

De hoogte van deze koloniegetallen wordt bij koolfiltratie door vele factoren beïnvloed zoals de looptijd van de filters, de contacttijd, het terugspoelen, de kwaliteit van het te behandelen water en de aard van het filtermateriaal. Deze factoren zullen hierna worden behandeld.

Voor het verkrijgen van inzicht in het voorkomen van speciale bacteriesoorten zijn gerichte bepalingsmethoden noodzakelijk.

8.2.2 De invloed van de bepalingsmethode op het koloniegetal

Wanneer er bij de bepaling van het koloniegetal van een niet-selectief medium wordt uitgegaan, dat bij een voor de meeste micro-organismen gunstige temperatuur (20 à 30 °C) wordt bebroed, kan een indruk worden verkregen van het bestand aan levende micro-organismen die organische koolstofverbindingen als koolstof- en energiebron benutten. Dit bestand wordt dan uitgedrukt in kolonievormende eenheden (CFU) per volume-eenheid of gewichtseenheid. Hierbij moet worden bedacht dat het koloniegetal vrijwel altijd lager is dan het werkelijke aantal levende micro-organismen omdat

- a. deze vaak in klompjes van meer dan één individu vóórkomen, die toch één kolonie vormen en
- b. sterk aan de in het water heersende condities aangepaste micro-organismen zich lang niet altijd kunnen vermeerderen (i.e. zichtbare kolonies vormen) op een voedingsbodem.

Voor de bepaling van het koloniegetal van het koolfiltraat worden meestal de voor het onderzoek van drinkwater gebruikelijke standaardmethoden toegepast, die overigens per land kunnen verschillen. Met deze werkwijze wordt in het algemeen slechts een gering gedeelte van het aantal hetero-

trofe micro-organismen geteld omdat

- a. de platen slechts kort worden bebroed (24-72 uren);
- b. de substraatconcentratie in het medium hoog is, waardoor de bacteriën onder meer een enorme wisseling in osmotische druk ondergaan;
- c. door het mengen van het te onderzoeken water met een vloeibaar agar-medium van circa 44 °C (gietplaatprocedure) veel bacteriën worden gedood.

Het is duidelijk dat bij toepassing van de standaardmethoden alleen die micro-organismen worden geteld die de extreme milieu-veranderingen kunnen overleven en die zich bovendien zeer snel vermeerderen in de voedingsbodem. Dat met toepassing van speciale media respectievelijk werkwijzen meestal hogere koloniegetallen kunnen worden verkregen bij het onderzoek van koolfiltraat is onder meer aangetoond door Müller (lit 8.3) die vaststelde dat de koloniegetallen op gelatine medium (gietplaten) na 10 dagen bebroeden bij 22 °C circa 1000 x hoger waren dan na 2 dagen bebroeden. Klotz e.a. (lit 8.7) vonden eenzelfde verschil tussen koloniegetallen bepaald met gelatine gietplaten (22 °C, 2 dagen) en Standard Plate Count (SPC) agar (gietplaten) die gedurende 7 dagen bij 27 °C waren bebroed. Cairo e.a. (lit 8.8) meldden dat verlenging van de incubatietijd van 2 naar 7 dagen (gietplaten, SPC, 35 °C) ca 10 x hogere opbrengsten gaf.

Uit het bovenstaande is duidelijk geworden dat de hoogte van de koloniegetallen sterk afhangt van de toegepaste bepalingsmethode. In het algemeen kan worden gesteld dat toepassing van de strijkplaatmethode met een relatief arm medium en een lange kweektijd de hoogste koloniegetallen oplevert.

8.2.3 De invloed van de procesparameters van actieve koolfiltratie op het koloniegetal

De invloed van de looptijd

De koloniegetallen van het koolfiltraat nemen aanvankelijk snel toe als functie van de looptijd. Na bepaalde tijd bereiken de koloniegetallen een maximum. In tabel 8.1 zijn een aantal maximale koloniegetallen die in koolfiltraten in verschillende situaties werden waargenomen vermeld.

Door verschillen in watertype, in procesomstandigheden bij de koolfiltratie en in methoden voor de bepaling van de koloniegetallen kan geen uitspraak worden gedaan over factoren, die de hoogte van de geconstateerde maxima bepaalden. Opmerkelijk is wel dat door Klotz e.a. (lit 8.7) werd geconstateerd dat de maximale koloniegetallen in het filtraat van een drietal koolfilters sterk overeenkwamen en na een gelijke looptijd werden bereikt ondanks grote verschillen in schijnbare lineaire snelheid v (20, 8 en 4 m/h) en contacttijd (3.6, 9 en 18 min) bij deze filtraties.

Bij toenemende looptijd nemen de koloniegetallen (standaardmethoden) in het filtraat nadat het maximum is bereikt vaak sterk af. Bij de op speciale wijze bepaalde koloniegetallen was de afname als functie van de looptijd minder sterk (lit 8.7, 8.11 en 8.12). De door Eberhardt (lit 8.16) en Melbourne en Miller (lit 8.4) geconstateerde reductie van de koloniegetallen (standaardmethode) bij koolfiltratie houdt mogelijk verband met het feit dat de metingen werden uitgevoerd na looptijden langer dan 20 à 40 dagen.

Tabel 8.1 Maximale koloniegetallen waargenomen in koolfiltraten

Maximaal kolonie-getal (CFU/ml)	Looptijd dagen	bedvolumina	Watertype	Bepalingsmethode	Literatuur
$2\text{ à }3 \times 10^4$	21	-	voorbehandeld oppervlakte-water	BG ^a (GP ^b), 3d bij 22 °C	8.9, 8.10
5×10^5	19	$1.5\text{ à }7.6 \times 10^3$	gechloord rivierwater	SPC ^c (GP), 7d bij 27 °C	8.7
3×10^4	35	1.7×10^4	drinkwater	UAL ^d .0(SPC), 10d bij 25 °C	8.11
10^5	40	2.9×10^3	gefiltreerd rivierwater	UAL ^d .0(SPC), 10d bij 25 °C	8.12
6×10^3	18	$900\text{ à }3.4 \times 10^3$	voorbehandeld en gechloord rivierwater	SPC(GP), 7d bij 35 °C	8.13
$5\text{ à }6 \times 10^4$	≤ 5	$\leq 10^3$	drinkwater	SPC(GP), 6d bij 22 °C	8.14

^aBG = bouillongelatine

^bGP = gietplaat

^cSPC = Plate Count Agar

^dUAL.0 = Lab-Lemco agar, verdund

^eSP = strijkplaat

De invloed van de contacttijd en de schijnbare lineaire snelheid op de koloniegetallen in het effluent.

Uit onderzoek van Drost e.a. (lit 8.2) blijkt dat verlenging van de contacttijd τ (van 9-27 min, $v = 3$ m/h) slechts tot een geringe verlaging van de koloniegetallen op bouillonagar (gietplaten, 3 d, 22 °C) leidde. Bij een hogere stroomsnelheid ($v = 15$ m/h) bleek verlenging van de contacttijd wel een duidelijke invloed te hebben. De koloniegetallen bedroegen bij $\tau = 5.4$ min circa 10 % van de koloniegetallen bij $\tau = 1.8$ min. Klotz e.a. (lit 8.7) constateerden dat verlenging van de contacttijd door verlenging van de bedlengte echter geen effect had op de op speciale wijze bepaalde koloniegetallen. Dit is ook gevonden door Van der Kooij (lit 8.11, 8.17) bij de koolfiltratie van voorgefiltreerd rivierwater met een snelheid van 3,5 m/h en contacttijden tot maximaal 22 min. Klotz e.a. (lit 8.7) vonden tevens dat bij verschillende stroomsnelheden ($v = 4, 8$ en 20 m/h) na passage van gelijke bedlengten de speciale koloniegetallen van het water niet duidelijk verschilden.

McElhaney en McKeon (lit 8.13) vonden verschillende standaardkoloniegetallen bij verschillende contacttijden (stroomsnelheden), met dien verstande dat de laagste koloniegetallen (< 1 CFU/ml) werden gemeten bij een contacttijd van 7.5 min ($v = 9.8$ m/h). Bij een contacttijd van 15 min ($v = 4.8$ m/h) was dit circa 10 CFU/ml en bij 30 min ($v = 2.4$ m/h) circa 100 CFU/ml.

Samenvattend blijkt dat verlenging van de contacttijden door verlenging van de bedlengte tot een duidelijke reductie van de op voor onderzoek van

drinkwater voorgeschreven wijze bepaalde koloniegetallen en tot enige reductie van de op speciale wijze bepaalde koloniegetallen kan leiden. Verlenging van de contacttijd door verlaging van de stroomsnelheid tot enkele meters per uur blijkt daarentegen tot verhoging van de koloniegetallen (standaardmethode) te leiden.

Bij bijzondere toepassingen van koolfilters, met name bij huishoudelijk gebruik, variëren contacttijd en stroomsnelheid sterk. Binnen enkele dagen kunnen dan hoge koloniegetallen ($>10^5$ CFU/ml) in het filtraat worden waargenomen (lit 8.18). Na enkele minuten doorstromen na een periode van stilstand waren de koloniegetallen in het water lager dan in het water dat direct na stilstand werd getapt (lit 8.19).

De invloed van terugspoelen

Aan de invloed van terugspoelen op het koloniegetal van het koolfiltraat is onder meer aandacht besteed door Knoppert en Rook (lit 8.20), die vaststelden dat dagelijks terugspoelen van een koolfilter tot gevolg had dat de koloniegetallen (standaardmethode) in het filtraat op den duur lager waren dan in het effluent van een koolfilter dat eenmaal per twee weken werd teruggespoeld. Ook Schalekamp (lit 8.15) vond dat frequenter terugspoelen van koolfilters (1 x per week in plaats van 1 x per maand) tot lagere koloniegetallen in het filtraat leidde. Klotz e.a. (lit 8.7) constateerden dat terugspoelen slechts een kortdurende verlaging van de koloniegetallen (speciale methode) in het filtraat tot gevolg had. Zwaagstra (lit 8.21) en McElhaney en McKeon (lit 8.13) kwamen eveneens tot de conclusie dat terugspoelen nauwelijks invloed had op de koloniegetallen van het

filtraat (standaardmethode). Uit de beschikbare gegevens kan dus geen eenduidige conclusie over het effect van terugspoelen worden getrokken.

De invloed van de watersamenstelling en de temperatuur

De samenstelling van het door koolfiltratie te behandelen water wordt bepaald door de aard van de grondstof en de hierop reeds toegepaste behandelingen. Factoren die de koloniegetallen van koolfiltraten beïnvloeden bleken vooral de voorbehandeling met chloor of ozon van het aangevoerde water en de watertemperatuur. Melbourne en Miller (lit 8.4) vonden steeds hoge koloniegetallen (standaardmethode) na koolfiltratie van voorbehandeld rivierwater waarin chloor aanwezig was. Koolfiltratie van voorbehandeld rivierwater zonder chloor had een duidelijke reductie (80 à 90 %) van de koloniegetallen tot gevolg. Een overeenkomstige reductie van koloniegetallen (standaardmethode) werd waargenomen door Eberhardt (lit 8.16) bij koolfiltratie van rivierwater zonder chloor, terwijl chloordosering tot sterk wisselende koloniegetallen in het koolfiltraat leidde.

Klotz e.a. (lit 8.7) vonden eveneens dat de koloniegetallen (speciale methode) bij koolfiltratie van gechloord rivierwater sterk toenamen. De koloniegetallen in het filtraat blijken echter toch lager dan die in het rivierwater voor de chloordosering. Dit duidt erop dat de bacteriedodende werking van chloor het beeld over de invloed van koolfiltratie op het koloniegetal van water sterk beïnvloedt. Müller en Bernhardt (lit 8.22) onderzochten het effect van chloordosering, ozondosering en watertype op het koloniegetal (standaardmethode) na koolfiltratie ($\tau = 9$ min, $v = 10$ m/h).

Bij koolfiltratie van gechloord water uit een spaarbekken werden in één geval lage koloniegetallen waargenomen. In een ander geval was dit koloniegetal aanvankelijk laag maar steeg in de zomer ($>10^3$ CFU/ml) en bleef daarna hoog. Toediening van ozon aan het gechloorde spaarbekkenwater leidde binnen enkele dagen tot hoge koloniegetallen in het koolfiltraat, die echter op den duur weer laag werden. Koolfiltratie van gechloord grondwater waaraan ozon werd toegevoegd leidde tot hoge koloniegetallen na koolfiltratie, die circa 10 dagen nadat de ozondosering was stopgezet daalden (<10 CFU/ml). Koolfiltratie van gezuiverd oppervlaktewater waaraan ozon werd gedoseerd leidde tot aanvankelijk hoge koloniegetallen in het effluent van koolfilters. Na een duidelijke daling werden met name in de zomermaanden weer verhoogde standaardkoloniegetallen (22 °C en 37 °C) waargenomen.

Uit de vermelde gegevens kan worden geconcludeerd dat stijging van de watertemperatuur en verandering van de watersamenstelling leidde tot verhogingen van de koloniegetallen in het koolfiltraat. Voorbehandeling van het water met chloor en/of ozon is, al of niet tijdelijk, van invloed op de hoogte van de koloniegetallen in het koolfiltraat.

De invloed van het filtermateriaal

De in een aantal gevallen geconstateerde sterke toename van de koloniegetallen van het water bij koolfiltratie wijst op de groei van bacteriën op het filtermateriaal. Aan de aanwezigheid van micro-organismen op actieve kool is veel minder aandacht besteed dan aan de koloniegetallen van het koolfiltraat.

In tabel 8.2 is een overzicht gegeven van de kolo-

niegetallen van actieve kool, waargenomen door verschillende onderzoekers.

tabel 8.2 - Koloniegetallen^a van actieve kool

Bacteriebelading ^b	Koolsoort	Watertype	Literatuur
2-5x10 ⁷ CFU/g droge kool	REW 1.0	gefiltreerd rivierwater	8.17
ca. 10 ⁷ CFU/g natte kool	Filtratorb 300	gechloord rivierwater	8.7
6-9x10 ⁷ CFU/ml kool	ROW 0,8S	gefiltreerd rivierwater	8.11
6-9x10 ⁷ CFU/ml kool	ROW 0,8S	drinkwater	8.12
10 ⁵ -5.10 ⁶ CFU/g natte kool	Filtratorb 400, 300	voorbehan- deld en ge- chloord ri- vierwater	8.13
2x10 ⁸ CFU/g natte kool			8.23
2-3x10 ⁷ CFU/ml kool	PKST; PKDA; REW 0.8	drinkwater	8.14

^a Voor kweekmethoden wordt verwezen naar Tabel 8.1.

^b Een eenduidige weergave (CFU/ml) is op basis van de literatuurgegevens niet mogelijk.

Evenals bij de eerder gegeven koloniegetallen van de koolfiltraten (Tabel 8.1) geldt ook hier dat onderlinge vergelijking van de getallen moeilijk is daar diverse factoren zoals bepalingmethode, watertype en procesomstandigheden bij de filtratie hierop van invloed zijn.

Verschillen tussen technieken toegepast om de bacteriën van de kool los te maken, namelijk een ul-

trasoonbehandeling (lit 8.11, 8.12 en 8.17) en diverse wijze van homogeniseren (lit 8.7, 8.13, 8.14 en 8.23) spelen hierbij ook een rol. Het werkelijke bestand aan micro-organismen is ongetwijfeld steeds hoger dan met de koloniegetallen is bepaald. Dit is het gevolg van eerder genoemde factoren (paragraaf 8.2.2) terwijl tevens door de sterke hechting van de bacteriën op de kool slechts een gedeelte van de aanwezige organismen aan de koloniegetallen bijdraagt. Niettemin kan worden geconstateerd dat de koloniegetallen per volume-eenheid actieve kool minstens 1000 x hoger zijn dan die in het filtraat. Dit betekent dat de microbiologische processen in het filter zich nagenoeg geheel op het oppervlak van het filtermateriaal afspelen.

Het verloop van de koloniegetallen op actieve kool als functie van de looptijd komt sterk overeen met het reeds genoemde verloop van de koloniegetallen in de effluenten. Na een snelle beladingstoename wordt na circa 3 à 5 weken (3×10^3 à 8×10^3 bedvolumina) een maximum bereikt dat vervolgens over een lange periode niet sterk verandert. Bij doorstromen van een koolfilter met drinkwater bleek na zeer lange looptijd (6 à 7×10^4 bedvolumina) echter wel een daling van het bacteriebestand op te treden (lit 8.12). In hoeverre dit op een werkelijke afname van het bacteriebestand duidt, dan wel een gevolg is van een verschuiving in de florasamenstelling is niet duidelijk.

De hoogte van de koloniegetallen lijkt enigszins afhankelijk van de plaats (diepte) in het filterbed, met dien verstande dat de koloniegetallen afnemen met toenemende diepte (lit 8.13, 8.24). Wanneer een koolfilter met chloorhoudend water wordt gevoed dan is de bacteriebelading aan de influentzijde van het filterbed echter laag ten gevolge

van de desinfecterende werking van het nog aanwezige chloor. Bij stroomsnelheden tussen 4 à 20 m/h lijken de koloniegetallen van actieve kool nauwelijks te verschillen (lit 8.7). De relatief lage speciale koloniegetallen ($3 \times 10^5 - 2 \times 10^6$ CFU/ml) van actieve kool (PK ST) aanwezig op langzame zandfilters ($v = 0,3$ m/h) duidt echter wel op een invloed van de stroomsnelheid op het bacteriebestand (lit 8.12).

Over de invloed van de koolsoort op de bacteriebelading zijn nagenoeg geen gegevens voorhanden. Dat een hoge bacteriebelading niet specifiek is voor actieve kool is evenwel herhaaldelijk aangetoond. Indien een filter gevuld met een niet-geactiveerde kool of zand op een zelfde wijze (contacttijd, snelheid) met water wordt doorstroomd als een actief koelfilter dan kunnen ook op niet-geactiveerde kool en op zand hoge bacteriebeladingen worden aangetoond. De bacteriebelading van actieve kool bleek hierbij slechts 1,5 à 2 x hoger dan die van niet-geactiveerde kool respectievelijk zand (lit 8.12, 8.24)

Door verschillende onderzoekers is getracht vast te stellen in hoeverre de koloniegetallen van de filtraten werden bepaald door het in het filter aanwezige kooltype. Klotz e.a. (lit 8.7) vonden overeenkomende speciale koloniegetallen in de effluënten van parallel opgestelde filters met ROW, ROW 0,8 S en F 100, terwijl de koloniegetallen na LLS iets lager waren. Een verschil in koreldiameter (0,55 mm, Filtrasorb F400 en 0,9 mm F 300) bleek geen invloed te hebben op de koloniegetallen van de koelfiltraten (lit 8.13). Bij het te Dordrecht uitgevoerde onderzoek bleek dat de koloniegetallen (22 °C; 37 °C) in het effluent van een filterbed van ROW 0,8S overeenkwamen met die in het effluent van een filterbed van PKST 1-3

(lit 8.25). Van der Kooij (lit 8.12) toonde aan dat de speciale koloniegetallen in het koolfiltraat overeenkwamen met die in de filtraten van een filterbed van niet-geactiveerde kool en van een filterbed van zand waarbij deze filters onder gelijke condities stonden opgesteld. Deze gegevens duiden erop dat verschillen in de aard van het filtermateriaal bij afwezigheid van vrij chloor in het influent de hoogte van de koloniegetallen niet of nauwelijks beïnvloeden, indien de filtratie onder gelijke condities wordt uitgevoerd.

8.2.3 Aanwezigheid en gedrag van ongewenste bacteriesoorten bij koolfiltratie

Daar koolfiltratie veelal één van de laatste behandelingen in het zuiveringsproces is, zijn over de verwijdering van ziekteverwekkende of hinderlijke micro-organismen weinig gegevens voorhanden. De na langere looptijd geconstateerde sterke reductie (80-90 %) van de standaardkoloniegetallen (lit 8.4 en 8.16), duidt er evenwel op dat veel typen micro-organismen door koolfiltratie kunnen worden verwijderd. Bij koolfiltratie van voorbehandeld niet-gechloord rivierwater bleek dat bacteriën van de coligroep eveneens voor 80-90 % werden verwijderd. De pseudomonaden en de actinomyceeten werden in mindere mate verwijderd, namelijk respectievelijk voor circa 75 % en 55 %. De pseudomonaden namen een enkele maal zelfs toe bij koolfiltratie (lit 8.11). Aan het influent van koolfilters gedoseerde cellen van E.coli en P. aeruginosa werden voor 90 % respectievelijk 80-90 % verwijderd ($v = 3,5 \text{ m/h}$, $\tau = 25 \text{ min}$) (lit 8.17 en 8.26).

Müller en Bernhardt (lit 8.22) constateerden dat bij koolfiltratie geen vermeerdering optrad van de

bacteriën van de coligroep, sulfietreducerende clostridia, en P.aeruginosa. Fiore en Babinau (lit 8.19) toonden aan dat bacteriën van de coligroep zich evenmin vermeerderden in koolfilters, die voor huishoudelijk gebruik dienden. Uit een bewaarproef met actieve kool bleek tenslotte eveneens duidelijk, dat vooral de bacteriën van de coligroep en de pseudomonaden zich niet kunnen handhaven op actieve kool en snel afsterven. Bacteriën die bijdroegen in het op speciale wijze bepaalde koloniegetal van actieve kool alsmede de actinomyceten stierven veel langzamer of in het geheel niet af bij de bewaarproef (lit 8.17). Hoewel door sommigen (lit 8.18) wordt gesuggereerd dat koolfiltratie een vermeerdering van schadelijke micro-organismen tot gevolg kan hebben wijzen de voorhanden zijnde gegevens steeds op een afsterving van deze micro-organismen. De oorzaak van deze afsterving moet worden gezocht in de aanwezigheid in koolfilters van grote aantallen micro-organismen die beter zijn aangepast aan de lage substraatconcentraties en lage watertemperaturen dan de meeste ongewenste micro-organismen.

8.2.4 De aard van de op actieve kool en in koolfiltraten aanwezige micro-organismen

Bij onderzoek van actieve kool met behulp van een rasterelektronenmicroscop is herhaaldelijk gebleken dat vele, meestal staafvormige, bacteriën zich met een steel of met slijm vasthechten aan de kool (lit 8.7, 8.8, 8.14, 8.17, 8.26 en 8.27). Tevens bleken vaak grote aantallen draadvormige micro-organismen aanwezig, die vermoedelijk tot de actinomyceten behoren (lit 8.14, 8.17 en 8.26). Het is waarschijnlijk dat een deel van deze draadvormende bacteriën tot het geslacht *Nyphomicrobium* behoort.

In paragraaf 8.2.2 is reeds gebleken dat op actieve kool en in koolfiltraten bacteriën die slechts zeer traag groeien op de telmedia overheersen. Werner e.a. (lit 8.28) stelden vast dat de meerderheid van de bacteriën die zij isoleerden uit met rivierwater gevoede koolfilters behoorden tot species van het geslacht Pseudomonas en wel P.cepacia, P.alcaligenes, P.fluorescens etc. In het koolfiltraat werden door deze onderzoekers slechts zelden schimmels of gisten aangetroffen.

Den Blanken (lit 8.14) meldde dat vertegenwoordigers van de geslachten Acinetobacter, Pseudomonas, Caulobacter en zogenaamde "coryneformen" frequent aanwezig waren in het filtraat van koolfilters die met drinkwater werden gevoed. McElhaney en McKeon (lit 8.13) vermeldde dat de meerderheid van de kool en uit koolfiltraat geïsoleerde bacteriën behoort tot het geslacht Pseudomonas. Tevens werden vertegenwoordigers van de geslachten Bacillus, Alcaligenes en Flavobacterium aangetroffen. Uit een latere publikatie over dit onderzoek werd duidelijk dat genoemde bacteriesoorten domineerden onder de bacteriën die konden worden geïdentificeerd en dat determinatie van vele isolaten niet lukte omdat ze negatief reageerden in de toegepaste identificatietests (lit 8.8).

Daar bovendien de meeste genoemde bacteriesoorten zich snel vermeerderen op de telmedia kan worden geconcludeerd dat de op actieve kool in grote aantallen aanwezige, traaggroeiende bacteriën tot andere, mogelijk niet beschreven of slecht gedefinieerde, soorten behoren.

Enige kwantitatieve informatie over de samenstelling van de bacterieflora op actieve kool is verstrekt door Van der Kooij (lit 8.11), die bacteriën van de coligroep in aantallen van slechts enkele tien- à honderdtallen per ml actieve kool ge-

voed met gefiltreerd rivierwater aantrof, waarbij deze bacteriën slechts 10^{-4} à 10^{-3} % van de koloniegetallen van de actieve kool vormden. Tevens bleken de citraat-positieve pseudomonaden, waartoe met name P.fluorescens en P.putida behoren, slechts circa 0.1 % van de speciale koloniegetallen te vormen en de actinomyceten circa 1 %.

Ook in het koolfiltraat vormden genoemde bacterietypen slechts een fractie van de speciale koloniegetallen. Duidelijk is dat de genoemde aanwezigheid van de bacteriën van de coligroep werd bepaald door hun aanwezigheid in het aangevoerde water.

Den Blanken (lit 8.14) stelde bij zijn onderzoek vast dat na een looptijd van circa 1 à 1,5 jaar actinomyceten tot 30 % van het koloniegetal van koolfilters gevoed met drinkwater vormden. Bacteriën die bijdroegen aan het koloniegetal bepaald bij 37 °C vormden circa 9 % van het koloniegetal bij 22 °C. Sporen van aerobe bacteriën vormden minder dan 5×10^{-3} % van dit koloniegetal.

Geconcludeerd kan worden dat over de aard van de op actieve kool dominerende bacteriën nauwelijks of geen gegevens voorhanden zijn.

8.3 Voorkomen van hogere organismen in het filtraat van koolfilters

In de literatuur is door Ford (lit 8.5) melding gemaakt van een incidentele vermeerdering van hogere organismen bij koolfiltratie. In Nederland is door Zwaagstra (lit 8.6 en 8.21) uitvoerig aandacht werd besteed aan de gedragingen van hogere organismen ($>30 \mu$) bij koolfiltratie. Uit de resultaten van dit onderzoek valt af te leiden dat koolfiltratie gepaard kan gaan met een sterke toename van de aantallen hogere organismen in het wa-

Tabel 8.3 - Invloed van koolfiltratie op de aantallen hogere organismen in water^a bij de PWN te Andijk

	Toevoer ^b				Koolfiltraat, 1e trap ^c				Koolfiltraat, 2e trap ^c			
	min	max	gem	med	min	max	gem	med	min	max	gem	med
Raderdieren ^d	< 1	5000	300	45	50	21000	1500	340	40	9300	1000	390
Draadwormen ^e	< 1	320	20	5	< 1	100	20	10	< 1	80	20	10
Borstelwormen	< 1	140	20	1	< 1	2000	380	110	< 1	1400	360	110
Watervlooien	< 1	340	10	< 1	< 1	10	1	< 1	< 1	10	1	< 1
Roeipootkreeftjes	< 1	1610	100	15	< 1	1650	130	25	< 1	200	30	10
Nauplius-larven	< 1	5300	300	60	< 1	4800	230	10	< 1	3700	230	20
Mijten (+ lareven)	< 1	30	4	< 1	< 1	5	+	< 1	< 1	15	+	< 1
Schaalamoeven	< 1	10	< 1	< 1	< 1	10	1	<< 1	< 1	30	1	< 1
Beerdiertjes	< 1	10	< 1	< 1	< 1	1200	160	10	< 1	2800	280	0
Buikharigen	< 1	10	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1

a aantallen per m³, waarnemingen gedurende 46 weken; bedrijfsgegevens over 1979 (lit 8.29)

b snelfiltraat (IJsselmeerwater na breekpuntchloring, coagulatie en snelfiltratie)

c ROW 0,8 Supra; v = 9 m/h; = 20 min.

d aantallen na koolfiltratie gedurende 13 weken niet telbaar door aanwezigheid van grote aantallen borstelwormen

e aantallen na koolfiltratie, gebaseerd op waarnemingen over 36 weken

Tabel 8.4 - Invloed van koolfiltratie op de aantallen hogere organismen
in water^a bij de DWL te Rotterdam

Periode	juni-juli-augustus						december-januari-februari					
	Toevoer ^b			na koolfiltratie ^c			Toevoer ^b			na koolfiltratie ^c		
	min	max	med	min	max	med	min	max	med	min	max	med
Raderdieren	4	14200	2750	14	14900	4100	90	3050	295	90	1700	180
Draadwormen	<1	39	3	1	5	<1	<1	2	<1	<1	<1	<1
Borstelwormen	<1	630	8	5	4500	1100	<1	11	3	<1	4	<1
Platwormen	<1	<1	<1	<1	7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Myten	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Muggelarven	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Canthocamptus sp.	<1	6	1	<1	2	<1	<1	44	2	<1	<1	<1
Chydorus sp.	<1	8	2	<1	2	<1	<1	4	<1	<1	<1	<1
Roeipootkreeften	<1	5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Nauplii	<1	7	<1	<1	4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1

a aantallen per m³, bedrijfsgegevens over 1979/1980

b effluent van dubbellaag filter

c ROW 0.8 Supra; v = 20 m/h; contacttijd = 12 min.

d gegevens ontleend aan Nobel (lit 8.30)

ter. Deze toename bleek bij koolfiltratie van het fysisch-chemisch voorbehandelde oppervlaktewater (IJsselmeer) sterk afhankelijk van het seizoen, met dien verstande dat een stijging van de watertemperatuur in het voorjaar gepaard ging met een toename van de aantallen hogere organismen in het effluent van het koolfilter. Uit tabel 8.3 (lit 8.29) blijkt duidelijk dat raderdieren in aantal domineren in de koolfiltraten. Opvallend is verder de toename van de aantallen borstelwormen in het water. Ook beerdiertjes namen duidelijk in aantal toe.

Bij het drinkwaterleidingbedrijf van Rotterdam (produktiebedrijf Kralingen) bleek koolfiltratie in de zomermaanden eveneens te leiden tot een toename van de aantallen raderdieren en borstelwormen (Tabel 8.4). In de wintermaanden werd geen vermeerdering doch een afname geconstateerd (lit 8.30). Ook bij experimenten uitgevoerd te Dordrecht met koolfilters (proefinstallatie) die werden gevoed met voorbehandeld rivierwater, waarvan ozon was gedoseerd bleek dat koolfiltratie vooral in de zomermaanden leidde tot een toename van de aantallen raderdieren (tot $1 \text{ à } 3 \times 10^5/\text{m}^3$) in het water. Andere organismen, onder andere roeipootkreeften bleken zich niet te vermeerderen (lit 8.25).

Zwaagstra (lit 8.21) toonde aan dat langzame zandfiltratie ($v = 0,3-0,5 \text{ m/h}$) van het met fysisch-chemische methoden voorbehandelde oppervlaktewater eveneens tot een sterke toename van de aantallen hogere organismen (vooral borstelwormen), in het water leidde. Wellicht is niet zozeer de aard van het filtermateriaal als wel de aard van het te filtreren water bepalend voor de mate waarin hogere organismen zich vermeerderen bij filtratie. Spoelen van de koolfilters bleek niet of nauwe-

lijks van invloed op de aantallen organismen in het koolfiltraat.

Samenvattend kan worden gesteld dat koolfiltratie met name in de zomermaanden blijkt te kunnen leiden tot toename van de aantallen hogere organismen (vooral raderdieren en borstelwormen) in het water. Aanwezigheid van deze organismen in het te distribueren drinkwater kan aanleiding geven tot klachten van consumenten en leiden tot ongewenste kwaliteitsveranderingen van het water tijdens het verblijf in het distributiesysteem. Inzicht in factoren die de mate van deze toename alsmede de aard van de zich vermeerderende organismen bepalen is daarom nodig om te komen tot een zodanige bedrijfsvoering dat een excessieve toename van hogere organismen kan worden voorkomen. Inmiddels is gebleken dat de hogere organismen uit het koolfiltraat op effectieve wijze door toepassing van microzeven kunnen worden verwijderd (lit 8.21).

8.4 Biologische aktiviteit in koolfilters

8.4.1 Inleiding

De optredende verwijdering van opgeloste organische stoffen uit water bij koolfiltratie is een gevolg van adsorptie van deze verbindingen aan aktieve kool en van biologische processen waarbij met name de aktiviteit van heterotrofe micro-organismen van belang is. Deze heterotrofe micro-organismen nemen organische verbindingen op en benutten deze ten dele voor de synthese van nieuw celmateriaal (assimilatie) terwijl een ander deel voor de energiebehoefte van de cel wordt gebruikt (dissimilatie). Voor beide processen is zuurstof nodig, zodat de opname van organische stoffen door micro-organismen aanwezig in een koelfilter ge-

paard gaat met zuurstofopname. Ook autotrofe micro-organismen, dat wil zeggen micro-organismen die bepaalde anorganische verbindingen, bijvoorbeeld NH_4^+ of NO_2^- als energiebron benutten, kunnen echter aan de zuurstofconsumptie tijdens koolfiltratie bijdragen.

Het zuurstofverbruik kan als maat dienen voor de biologische aktiviteit in koolfilters. Evenals in paragraaf 8.2, die handelt over de hoogte van koloniegetallen is vermeld, wordt ook het zuurstofverbruik beïnvloed door vele factoren. Deze factoren zullen hierna worden behandeld.

8.4.2 De invloed van procesfactoren op de biologische aktiviteit in koolfilters

Begrippen en symbolen

Alvorens in te gaan op de invloed van procesfactoren op de biologische aktiviteit in koolfilters worden hieronder een aantal begrippen en symbolen geïntroduceerd.

- a. De schijnbare lineaire filtratiesnelheid v (m/h); deze parameter komt overeen met de hydraulische oppervlaktebelasting van het filter (m^3 water/ m^2 .h).
- b. De schijnbare hydraulische contacttijd τ (min). τ kan worden berekend uit H (bedlengte)/ $v \times 60$.
- c. De hydraulische volumebelasting V_h (m^3 water/ m^3 filtermateriaal .h). De waarde van V_h is gelijk aan $60/\tau$.
- d. De specifieke organische volumebelasting van het filter, V_c (g DOC/ m^3 filtermateriaal .h);
 $V_c = \text{DOC}_i$ (concentratie in influent) $\times V_h$.
- e. De specifieke verwijdering van organische koolstof door het filtermateriaal C_s (g C/ m^3 fil-

termateriaal.h). Deze verwijdering is in koolfilters een gevolg van adsorptieprocessen en van biologische processen. Bij deze biologische processen kan onderscheid worden gemaakt in verwijdering door assimilatie (vorming van celmateriaal door directe oxydatie van aangevoerde organische en anorganische stoffen) en door dissimilatie (oxydatie van de biomassa cq endogene ademhaling).

- f. Het specifieke zuurstofverbruik van het filtermateriaal O_s ($g\ O_2/m^3$ filtermateriaal.h). Aannemende dat het geconstateerde zuurstofverbruik geheel door biologische oxydatieprocessen wordt veroorzaakt, dan is O_s een maat voor de intensiteit van deze oxydatieprocessen. Het specifieke zuurstofverbruik (O_s) kan worden berekend uit de geconstateerde daling van de zuurstofconcentratie (dO) en de hydraulische volumebelasting (V_h) volgens $O_s = V_h \times dO$. Deze waarde van O_s is nu de gemiddelde waarde van de specifieke zuurstofconsumptie van het filtermateriaal in het bed(segment) waarop de daling van de zuurstofconcentratie betrekking heeft. Tevens is deze O_s -waarde tijdgebonden (momentane waarde).
- g. De looptijd T (dagen).
- h. Het in de looptijd T gefiltreerde watervolume V_T (m^3). Dit volume kan worden uitgedrukt in aantallen bedvolumina (BV) door berekening van $T \times 24 \times 60/\tau$.

De waarde van O_s kan als maat voor de intensiteit van de biologische oxydatieprocessen worden gebruikt. O_s wordt beïnvloed door de meeste van de hierboven genoemde grootheden. Tevens is uiteraard de watertemperatuur van belang. Daar de groei en de aktiviteit van heterotrofe micro-organismen in

water en op filtermaterialen wordt beperkt door het aanbod van afbreekbare koolstofverbindingen ligt het voor de hand dat de organische volumebelasting (V_C) van een filter van invloed is op het specifieke (biologische) zuurstofverbruik (O_S) van het filter.

In de praktijk zou tussen enerzijds het assimilatieve zuurstofgebruik ($O_{S(ass)}$) en het dissimilatieve zuurstofverbruik ($O_{S(diss)}$) en anderzijds de endogene ademhaling ($O_{S(end)}$), onderscheid kunnen worden gemaakt door het stopzetten van de aanvoer van organische verbindingen. Hierdoor wordt $V_C = 0$ en ook $O_{S(ass)} + O_{S(diss)} = 0$. Bij koolfilters bestaat in een dergelijke hypothetische situatie de mogelijkheid dat desorptie van afbreekbare verbindingen optreedt zodat toch nog enige assimilatie en dissimilatie kan optreden. De endogene ademhaling wordt bepaald door de hoeveelheid biomassa die aanwezig is. De na looptijd T aanwezige biomassa per m^3 filtermateriaal is afhankelijk van de in deze periode uit het water opgenomen hoeveelheid assimileerbare organische koolstofverbindingen: $T \times a \times C_S$, waarbij a de fractie van de verwijderde koolstofverbindingen is die door de biomassa is opgenomen. Wanneer adsorptie op actieve kool optreedt geldt $a < 1$. Bij filtratie door zand en andere niet adsorberende materialen geldt $a = 1$.

In het algemeen geldt dat door de biomassa opgenomen verbindingen voor circa 50 % worden verademd ($O_{S,diss}$) en voor 50 % worden omgezet in nieuw biomateriaal. Dit biomateriaal draagt vervolgens bij aan de endogene ademhaling ($O_{S,end}$). Dit proces heeft tot gevolg dat O_S reeds snel voor een belangrijk deel wordt bepaald door het endogene zuurstofverbruik van de biomassa in het filter. Op grond hiervan kan worden geconcludeerd dat bij een

vergelijking van de invloed van verschillende procesfactoren op de biologische aktiviteit in een filter rekening moet worden gehouden met de voorgeschiedenis (looptijd) van de filters.

Gebruikmakend van gepubliceerde onderzoeksresultaten zal achtereenvolgens de invloed van procesfactoren zoals T , τ en v , watersamenstelling, materiaalsoort en terugspoelen op het zuurstofverbruik van koolfilters worden besproken. Ter illustratie hierbij zal onder meer tabel 8.5 dienen, waarin door gebruik te maken van gepubliceerde onderzoeksresultaten het momentane specifieke zuurstofverbruik (O_s) van aktieve kool en enkele andere materialen in verschillende situaties is weergegeveergegeven. Hierbij is zoveel mogelijk getracht de O_s -waarden bij circa 20 °C weer te geven.

De invloed van de looptijd en de watertemperatuur

Zoals reeds eerder is uiteengezet in paragraaf 8.2 is de looptijd van invloed op de koloniegetallen van het koolfiltraat en van het filtermateriaal. Hierbij bleek dat na behandeling van circa $3 \text{ à } 8 \times 10^3$ BV maximale waarden werden bereikt zodat kan worden verwacht dat na behandeling van een dergelijk volume ook de biologische oxydatieprocessen zich duidelijk manifesteren. Koolfilters blijken echter geheel aan het begin van de looptijd al een sterk zuurstofverbruik te vertonen. Jekel (lit 8.31) constateerde zelfs dat het koolfiltraat hierdoor aanvankelijk zuurstofloos was. Van der Kooij (lit 8.11) stelde bij zijn onderzoek vast dat het specifieke zuurstofverbruik van aktieve kool aanvankelijk groter was dan $16 \text{ g } O_2/\text{m}^3 \text{ AK.h.}$ Na circa 500 bedvolumina was dit gedaald tot een waarde beneden $2 \text{ g } O_2/\text{m}^3 \text{ AK.h.}$ Dit aanvankelijk zeer grote zuurstofverbruik is vermoedelijk

een gevolg van fysisch-chemische (adsorptie-oxydatie) processen op de kool. Hoewel het zuurstofverbruik tengevolge van deze processen vrij snel afneemt is het niet duidelijk of en in welke mate deze processen blijven bijdragen aan het zuurstofverbruik van het filter.

De invloed van de looptijd op het zuurstofverbruik is met behulp van gegevens, verzameld in proef- en praktijkinstallaties, vaak moeilijk na te gaan. Onder invloed van seizoenswisselingen kunnen belangrijke wijzigingen van de watersamenstelling (zoals variaties in NH_4^+ -gehalte) en watertemperatuur optreden. Dat een hogere watertemperatuur gepaard gaat met hogere zuurstofverbruiken is herhaaldelijk aangetoond (lit 8.10, 8.11, 8.14 en 8.31). Den Blanken (lit 8.14) nam bij een stijging van de watertemperatuur van 10 °C een verdubbeling van het zuurstofverbruik waar.

Van der Kooij (lit 8.11) vond bij zowel aktieve kool als bij niet geaktiveerde kool een verdubbeling van het momentane specifieke zuurstofverbruik bij een stijging van de watertemperatuur met 10 °C.

Bij doorstromen van enkele koolfilters met leidingwater van constante temperatuur (20 °C) werd door Den Blanken (lit 8.14) een voortdurende toename van het zuurstofverbruik van de filters geconstateerd. De O_g -waarde van een filter gevuld met PKST 0,5-1 bedroeg circa 14.5 gO_2/m^3 AK.h na 2×10^4 BV en 18 à 22 $\text{g O}_2/\text{m}^3$ AK.h na 5×10^4 BV. Deze toename wijst erop dat ondanks terugspoelen accumulatie van biomateriaal in het filterbed optreedt.

De invloed van de contacttijd τ

Bij onderzoek met proefinstallaties bleek dat de

Tabel 8.5 Het specifieke zuurstofverbruik (O_s) van actieve kool en enkele andere filtermaterialen in verschillende omstandigheden

Filtermateriaal	Watertemp. (°C)	Contacttijd (min)	DOC_i (gO/m ³)	v (m/h)	V_c (gC/m ³ .h)	O_s (gO ₂ /m ³ .h)	Literatuur
Zand (na AK)	17	600	1.7	0.27	0.17	0.16	8.10
Zand	17	200	4.5	0.27	1.35	0.62*	8.10
Zand (na zand)	17	200	3.6	0.27	1.08	0.46*	8.10
ROW 0.8	12	120	-	-	-	1.52*	8.10
ROW 0.8 na ROW 0.8	12	120	-	-	-	2.36*	8.10
ROW 0.8	17	7.5	4.5	10	36	7.2 *	8.10
"	17	15	4.5	10	18	6.8 *	8.10
"	17	22.5	4.5	10	11.9	6.1 *	8.10
"	17	30	4.5	10	9.0	5.8 *	8.10
LSS	20	36	-	10	-	10.2-10.7	8.32
ROW 0.8S	20	22	4-5	3.5	12.1	10	8.11
NAK	20	22	4-5	3.5	12.1	6	8.6
ROW 0.8S (1e trap)	20	15	-	4	-	5.5	8.6
Compalox (2e trap)	20	15	-	4	-	2.0	8.6
F400 (1e trap)	20	15	-	4	-	12.5	8.6
ROW 0.8S (2e trap)	20	15	-	4	-	8.0	8.6
ROW 0.8S (1e trap)	20	15	-	4	-	11.0	8.6
ROW 0.8S (2e trap)	20	15	-	4	-	6.5	8.6
LSS	19.5	15	2.8	10	11.2	11.2	8.31
LSS	19.5	30	2.8	10	5.6	7.0	8.31
ROW 0.8S	19.5	15	2.8	10	11.2	10.8	8.31
ROW 0.8S	19.5	30	2.8	10	5.6	7.0	8.31
F400	19.5	15	2.8	10	11.2	8.0	8.31
NKL2	19.5	15	2.8	10	11.2	9.6	8.31

Vervolg Tabel 8.5

Filtermateriaal	Watertemp. (°C)	Contacttijd (min)	DOC _i (gC/m ³)	v (m/h)	V _C (gC/m ³ .h)	O ₂ (gO ₂ /m ³ .h)	Literatuur
NKL2	22	12	1.97	10	9.85	11.6*	8.32
F300	22	12	1.97	10	9.85	12.6*	8.32
LSS	22	12	1.97	10	9.85	3.7*	8.32
AG1	22	12	1.97	10	9.85	9.1*	8.32
Zand (0.2-0.4)	11-19	156	3.0	0.4	1.16	0.4	8.14
PKDA 1-3	11-19	14	3.0	4	12.8	3.0	8.14
PKDA 1-3	18-24	11	3.0	4	16.4	7.5	8.14
PKST 0.5-1	18-24	11	3.0	4	16.4	7.5-8.6	8.14
PKST 0.5-1	20	7	3.6	4	30.8	19.7	8.14
PKDA 1-3	20	7	3.6	4	30.8	17.9	8.14
REW 0.8 Extra	20	7	3.6	4	30.8	22.3	8.14
REW 0.8	21	1.5	3.0+2.3**	8	120+92	224	8.14
REW 0.8	21	3	3.0+2.3**	4	60+46	112	8.14
REW 0.8	21	6	3.0+2.3**	2	30+23	58	8.14
REW 1.0	9.4	2.5	3.4+0.8**	4	72+19.2	33.6	8.14
REW 1.0	9.4	2.5	3.4+1.5**	4	72+36	43.2	8.14
REW 1.0	9.4	2.5	3.4+2.3**	4	72+55.2	45.6	8.14
ROW 0.8S	15-20	12	3.6	15	18	4.5	8.33
ROW 0.8S	15-20	24	3.6	7.5	9	4.5	8.33
ROW 0.8S	15-20	40	3.6	3	5.4	4.95	8.33
F400	15-20	12	3.6	15	18	9.0	8.33
F400	15-20	24	3.6	7.5	9	9.8	8.33
F400	15-20	40	3.6	3	5.4	8.7	8.33
LSS	15-20	24	3.6	7.5	9	8.3	8.33

- = geen gegevens

* = na correctie voor nitrificatie (1 mg amm. N $\approx$ 3.5 mg O.)

** = toegevoegde hoeveelheid fenol-C (mg/l)

daling van de zuurstofconcentratie van het water afnam bij toename van de doorstroomde bedlengte (lit 8.10, 8.24 en 8.33). Dit betekent dat in deze situatie het specifieke zuurstofverbruik (O_s) van actieve kool afhankelijk was van de plaats in het filterbed. In figuur 8.1 (lit 8.24) wordt dit geïllustreerd voor een koolfilter dat werd doorstroomd met gefiltreerd rivierwater ($v = 3,5$ m/h; $DOC = 3-5$ g/m³). Wanneer specifieke zuurstofverbruiken bij verschillende contacttijden worden vergeleken, worden echter de gemiddelde waarden voor het zuurstofverbruik van het gehele bed gebruikt. In Figuur 8.2a is weergegeven hoe het over het gehele bed gemiddelde zuurstofverbruik in enkele situaties werd beïnvloed door de contacttijd. De contacttijd τ bepaalt met de in het aangevoerde water aanwezige concentratie aan organische koolstofverbindingen (DOC_i) de organische volumebelasting van het filtermateriaal (V_c in gC/m³ AK.h), want $V_c = DOC_i \cdot 60 / \tau$. De voor de verschillende contacttijden gevonden gemiddelde specifieke zuurstofconsumpties kunnen hierdoor worden gerelateerd aan de gemiddelde organische volumebelastingen. In figuur 8.2.B zijn hiervan enkele voorbeelden gegeven.

Voor de berekening hiervan zijn de zuurstofconcentraties op een bepaald moment gemeten na verschillende bedlengten gebruikt. Uit figuur 8.2.B blijkt duidelijk dat een verhoging van V_c door verkorting van τ bij V_c -waarden groter dan 20 g C/m³ AK.h ($\tau < 10$ min) slechts tot een geringe toename van het specifieke zuurstofverbruik leidde. Dit ondanks het feit dat de filtersegmenten waarvoor deze hoge belastingen gelden een groter aantal bedvolumina, dus per volume-eenheid een groter totaal aanbod aan organische verbindingen hebben

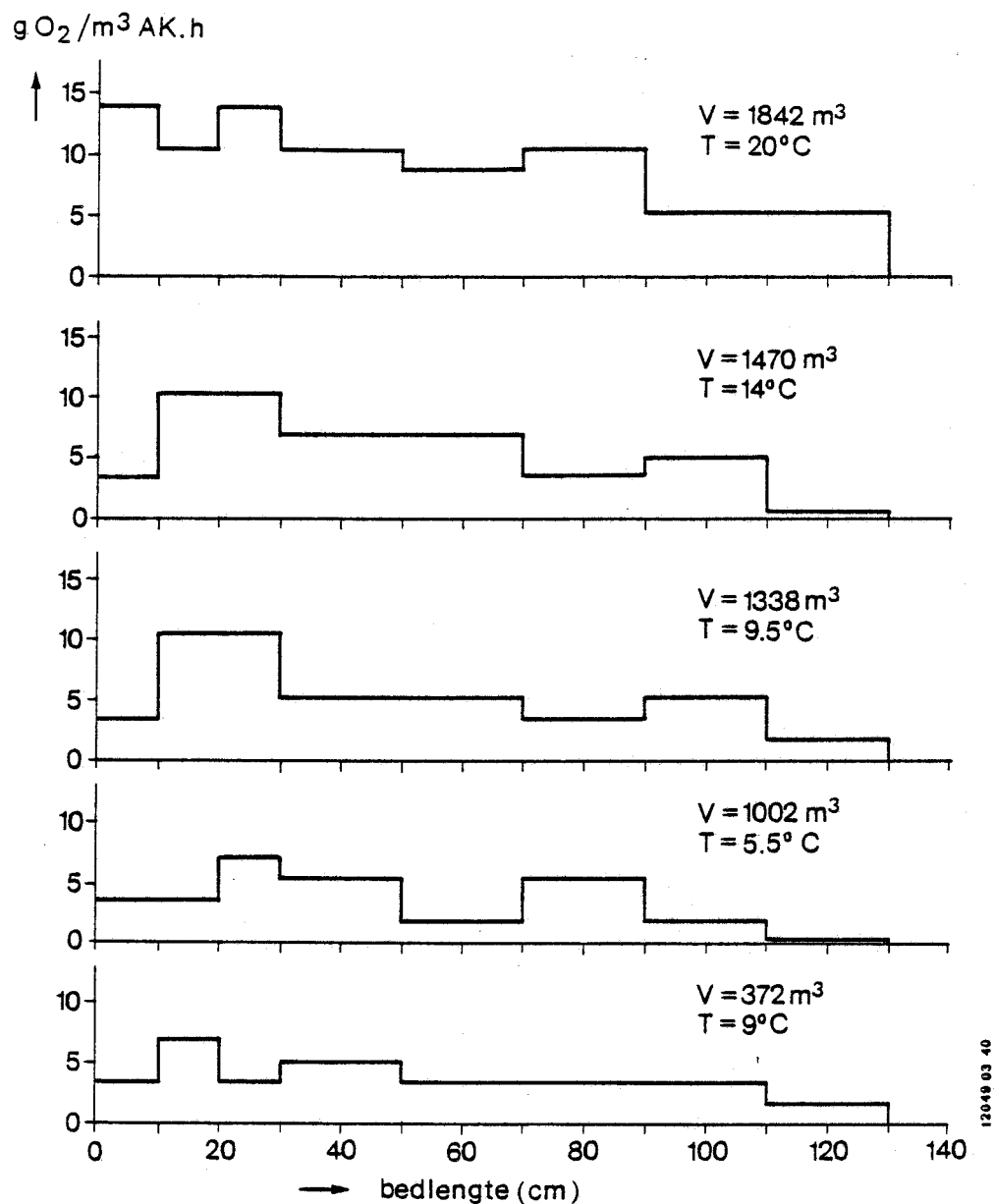


Fig. 8.1 : Het specifieke zuurstofverbruik (O_S), van actieve kool als functie van bedlengte en hoeveelheid behandeld water (V) bij doorstromen met gefiltreerd rivierwater ($v = 3,5\ m/h$).

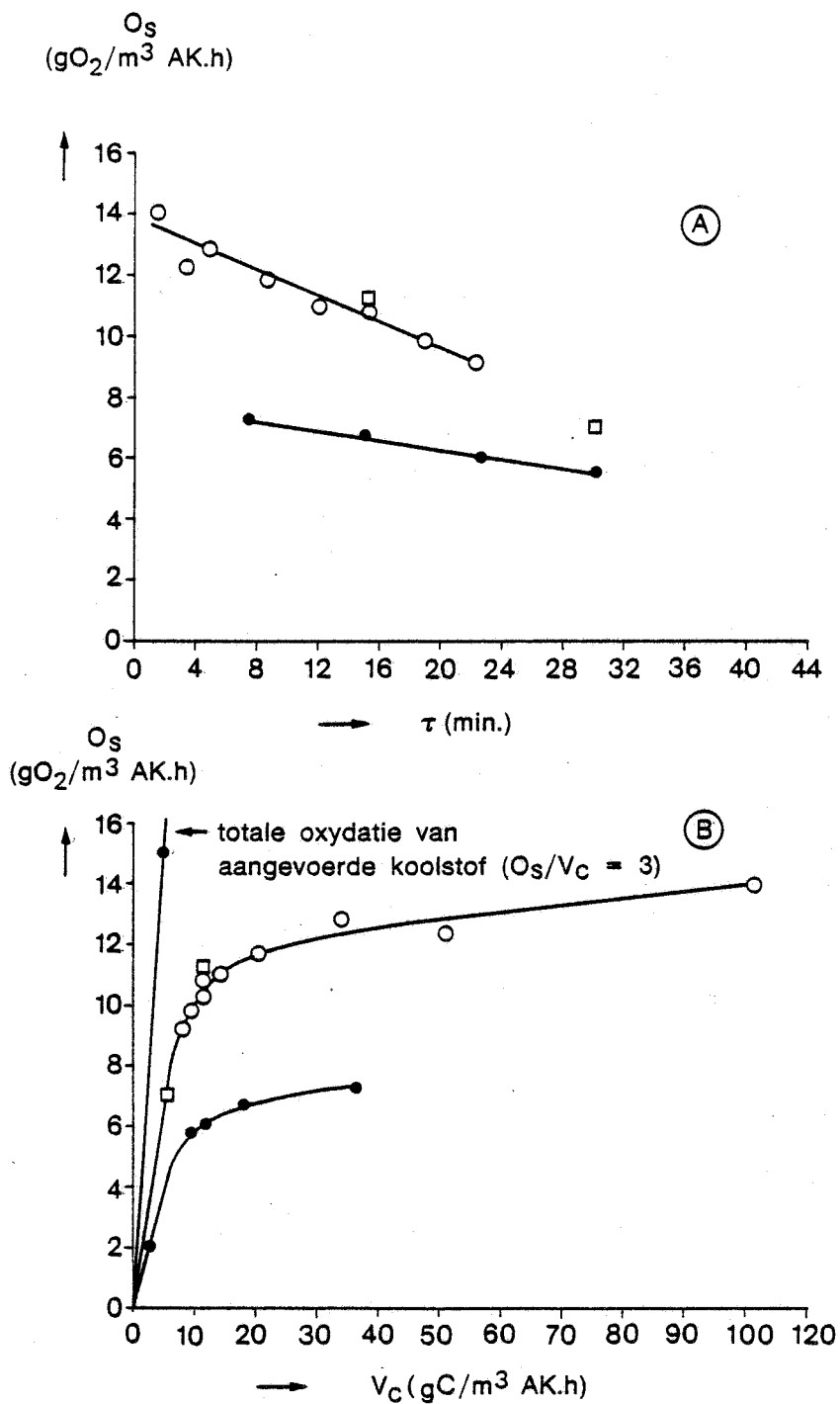


Fig. 8.2 : Het specifieke zuurstofverbruik van actieve kool als functie van de contacttijd τ (A) en als functie van de organische volumebelasting V_c (B).
Berekend uit lit. 8.10 (●—●), lit. 8.31 (□—□) en lit. 8.24. (○—○)

verwerkt. Dat deze beide factoren nauwelijks tot een verdere toename van O_s leiden wijst op een beperking van de biologische aktiviteit door een andere factor. Mogelijk speelt hierbij een rol dat een groot deel van de aangeboden verbindingen moeilijk afbreekbaar is.

Bij lage waarden van V_C (lange τ) treedt een duidelijke afname van O_s op (fig. 8.2). Daar de vergelijking is uitgevoerd voor een bepaalde looptijd wordt dit effect ook veroorzaakt door het verschil in aantallen behandelde bedvolumina (dat wil zeggen de totaal aangeboden hoeveelheid organische verbindingen per m^3 aktieve kool). Het gegeven dat bij koolfiltratie met een lange contacttijd en hierdoor een lage V_C -waarde (circa $2,5 \text{ g C}/m^3 \text{ AK.h}$) een zeer gering specifiek zuurstofverbruik ($1,8-2,4 \text{ g O}_2/m^3 \text{ AK.h}$) werd geconstateerd benadrukt eveneens de grote invloed van V_C op O_s bij lage waarden (lit 8.10).

Uit het bovenstaande blijkt dat wanneer de biologische aktiviteit van filters met verschillende contacttijden na een bepaalde looptijd onderling wordt vergeleken, een duidelijke invloed van de organische volumebelasting op deze biologische aktiviteit waarneembaar is. De vergelijking is echter niet correct daar tevens het totale aanbod van invloed is. Wanneer met onder praktijkomstandigheden opgestelde proefinstallaties wordt gewerkt, maken veranderingen van de watersamenstelling als gevolg van seizoensinvloeden (vooral de watertemperatuur) een vergelijking van O_s bij verschillende V_C -waarden na een gelijk totaal aanbod per volume-eenheid echter onmogelijk.

Uit onderzoeksresultaten van Den Blanken (lit 8.14) kan worden afgeleid dat bij filtratie van leidingwater het specifieke zuurstofverbruik van aktieve kool (PKDA 1-3, $\tau = 14 \text{ min}$;

$V_C = 12,4 \text{ g C/m}^3 \text{ AK.h}$) in de periode dat de DOC verwijdering nagenoeg constant bleef, circa $3 \text{ g O}_2/\text{m}^3 \text{ AK.h}$ bedroeg. In een langzaam zandfilter ($\tau = 156 \text{ min}$) dat eveneens met leidingwater werd gevoed ($V_C = 1.2 \text{ g C/m}^3 \text{ zand.h}$) was O_S slechts $0,4 \text{ g O}_2/\text{m}^3 \text{ zand.h}$. In deze situatie was de biologische activiteit op actieve kool dus ruim 7 x groter dan op zand. Op basis van dit gegeven kan echter geen uitspraak worden gedaan over de invloed van actieve kool op de biologische activiteit daar door het verschil in contacttijd de organische volumebelasting van de filtermaterialen onderling sterk verschilde en bovendien na gelijke looptijd het totale aanbod aan organische verbindingen voor het koolfilter veel hoger was dan voor het zandfilter. Tenslotte kan worden gesteld dat informatie over de invloed van V_C en τ op O_S van koolfilters en van filters gevuld met zand slechts in beperkte mate voorhanden is met name voor lage V_C -waarden.

De invloed van de watersamenstelling

De concentratie aan organische verbindingen in het influent (DOC_i) en de contacttijd (τ) bepalen de organische volumebelasting van het filter. In de regel lopen de DOC_i -waarden van het water waarop koolfiltratie ten behoeve van de drinkwaterbereiding wordt toegepast niet sterk uiteen. Tengevolge hiervan en door de overeenkomende contacttijden (10-30 min) komen de organische volumebelastingen van de diverse koolfilters sterk overeen en zijn in het algemeen laag ($< 30 \text{ g C/m}^3 \text{ AK.h}$). Een probleem bij het vaststellen van de invloed van V_C op O_S is tevens dat het gedeelte van de DOC_i dat door micro-organismen kan worden benut onbekend is, vermoedelijk per watertype varieert en ook door de

seizoenswisselingen wordt beïnvloed. Ook processen die voorafgaan aan koolfiltratie kunnen een invloed uitoefenen op het gedeelte van de DOC_i dat afbreekbaar is. Door biologische processen bij oeverfiltratie, duininfiltratie en snelfiltratie kan dit aandeel worden verlaagd, terwijl door ozonisatie een verhoging optreedt. Systematische gegevens over O_s -waarden van koolfilters die met geozoniseerd water werden gevoed ontbreken echter. Dat de concentratie van afbreekbare koolstofverbindingen van grote invloed is op O_s blijkt evenwel zeer duidelijk uit de experimenten van Den Blanken (lit 8.14) die fenol aan het influent van koolfilters doseerde (zie tabel 8.5).

Tenslotte moet worden opgemerkt dat in het water aanwezige ammoniumverbindingen, afhankelijk van de concentratie waarin ze aanwezig zijn een grote invloed hebben op het zuurstofverbruik bij koolfiltratie. Schultink (lit 8.10) en Jekel (lit 8.31) constateerden dat bij contacttijden van minimaal 7,5 min een nagenoeg volledige verwijdering van deze verbindingen optrad bij koolfiltratie.

De invloed van de schijnbare lineaire stroomsnelheid

Uit onderzoek van Schultink (lit 8.10) bleek dat bij verschillende stroomsnelheden (tussen 2,5 m/h en 10 m/h) bij een contacttijd van 30 min de O_s -waarden varieerden van 5,2 - 5,9 g O_2/m^3 AK.h. Bij twee verschillende doorstroomsnelheden (10 m/h en 20 m/h) werd bij een contacttijd van 7,5 min geheel geen verschil in zuurstofverbruik geconstateerd. Deze gegevens suggereren dat de doorstroomsnelheid bij waarden die in de praktijk bij koolfiltratie gebruikelijk zijn nauwelijks van invloed is op de oxydatieve biologische activiteit in

koolfilters.

De invloed van de stroomsnelheid op de biologische activiteit in filters mag echter niet steeds verwaarloosbaar worden geacht. Het is denkbaar dat stofoverdrachtsprocessen, die van invloed kunnen zijn op de biologische activiteit met name bij lage stroomsnelheden kunnen worden vertraagd. Bij stroming van water door een filter geldt namelijk dat wanneer $v \cdot d < 10^{-2} \text{ m}^2/\text{h}$ (d = diameter van deeltjes van het filtermateriaal) een laminair stromingsbeeld bestaat, waarbij stofoverdracht vanuit het water naar de vaste fase alleen door diffusie tot stand komt. Bij filtermateriaal met $d = 1 \text{ mm}$ is dit het geval wanneer $v = < 10 \text{ m/h}$. mingsbeeld in koolfilters is dus laminair of in het overgangsgebied van laminair naar turbulent, in langzame zandfilters is echter duidelijk sprake van een laminaire stroming. Bij vergelijking van de biologische activiteit in zandfilters met die in koolfilters speelt naast andere reeds eerder genoemde procesfactoren ook de stroomsnelheid een tot nu toe ten onrechte verwaarloosde rol.

De invloed van de materiaalsoort

Zoals reeds eerder is gesteld moet de invloed van het type filtermateriaal op de biologische activiteit (O_s) worden onderzocht met experimenten waarin de verschillende materialen in dezelfde procescondities (v, τ, V_C) verkeren.

Uit in de literatuur vermelde gegevens kan worden opgemaakt dat voor situaties waarbij aan deze voorwaarde is voldaan in het algemeen slechts geringe verschillen in O_s -waarden bij diverse kooltypen werden geconstateerd. Bij experimenten van Den Blanken (lit. 8.14) was O_s voor de koolsoorten PKDA 1-3, PKST 0,5-1 en RBW 0,8 Extra nagenoeg

gelijk (zie ook tabel 8.5). Bij onderzoek van Jekel (lit 8.31) met een proefinstallatie bleek dat O_s van LSS hoger was dan van ROW 0.8 S, F400 en NK12. In de praktijkinstallatie daarentegen bleek de O_s -waarde van LSS lager dan van de andere actieve kooltypen (tabel 8.5). In de experimenten van Zwaagstra (lit 8.6) vertoonde F400 een iets hogere O_s -waarde dan ROW 0.8S, bij GW (lit 8.33) was het verschil tussen deze koolsoorten veel groter. De O_s -waarden van ROW 0,8S zijn hierbij echter wel opvallend laag in vergelijking met waarnemingen in andere situaties. De waarneming dat de O_s -waarden van ROW 0,8S slechts 1,8 x hoger waren dan die van niet-geactiveerde kool doet tenslotte vermoeden dat tussen actieve koolsoorten onderling slechts geringe verschillen zullen optreden (lit 8.11).

Een vergelijking van actieve kool met zand kan met de in tabel 8.5 genoemde gegevens wegens de verschillende procesomstandigheden (bij zand een veel lagere V_c dan bij kool) niet worden gemaakt. Tenslotte kan worden vermeld, dat Compalox (aluminiumhydroxide) een duidelijk lagere O_s -waarde vertoonde dan ROW 0.8S in een overeenkomende situatie (lit 8.6).

De invloed van het terugspoelen.

Door het terugspoelen van koolfilters kan onder meer biomateriaal dat zich tussen de koolkorrels bevindt worden verwijderd. Den Blanken (lit 8.14) constateerde dat het terugspoelen van koolfilters, die werden gevoed met leidingwater waaraan 2,9 mg fenol-C/l was toegevoegd, tot een tijdelijke vermindering van de zuurstofconsumptie leidde. Na korte tijd was het oorspronkelijke niveau weer bereikt. Kwantitatieve gegevens over de invloed van

het terugspoelen op het zuurstofverbruik van koolfilters die onder praktijkomstandigheden zijn opgesteld ontbreken echter. Het is mogelijk dat herhaaldelijk verwijderen van geaccumuleerd biomateriaal uit een koolfilter van invloed is op het specifieke zuurstofverbruik van het filter. Mogelijk kunnen additionele gegevens over de bijdrage van de endogene ademhaling aan de zuurstofopname bij koolfiltratie worden verkregen als terugspoelen achterwege wordt gelaten.

8.5 De wederzijdse beïnvloeding van adsorptieprocessen en biologische processen in koolfilters

8.5.1 Inleiding

Reeds in 1970 werd door Bernhardt (lit 8.1) en Eberhardt (lit 8.16) de opvatting gehuldigd dat adsorptieprocessen de groei en de activiteit van micro-organismen in koolfilters versterkten. Volledigheidshalve moet echter worden vermeld dat al in 1961 werd gesteld dat de sterke bacteriegroei in ionenwisselaars veroorzaakt werd door de op dit materiaal geadsorbeerde organische verbindingen (lit 8.34). Schweisfurth en Bernhardt baseerden hun opvattingen op de hoge koloniegetallen in het filtraat van respectievelijk ionenwisselaars en koolfilters.

Eberhardt achtte zijn opvattingen bewezen door de waarneming dat de verwijdering van organische stoffen bij koolfiltratie na $1 \text{ à } 1,5 \times 10^4$ bedvolumina (BV) constant werd en nagenoeg gelijk was aan de bij langzame zandfiltratie optredende verwijdering. Dit betekende volgens hem dat de specifieke afbraaksnelheid in het koolfilter (namelijk $1,5 \text{ g C/m}^3 \text{ AK} \times \text{h}$) circa 75 x groter was dan die in het langzame zandfilter ($0,02 \text{ g C/m}^3 \text{ zand}$

x h). Sontheimer (lit 8.32) en Eberhardt e.a. (lit 8.35) meldden dat bij koolfiltratie van voorbehandeld rivierwater de toename van het gehalte aan anorganische koolstof in het water na een lange looptijd groter was dan de TOC-afname. Dit verschijnsel deed zich voor in de zomermaanden, dat wil zeggen bij hoge watertemperatuur. Genoemde onderzoekers concludeerden hieruit dat "biologische regeneratie" van de kool optrad waardoor weer adsorptiecapaciteit vrijkwam. Tevens werd vastgesteld dat de belading van de kool gemeten na extractie van de kool met dioxaan en dimethylformamide na het bereiken van een maximum afnam (lit 8.35). Ook Jekel (lit 8.31) concludeerde op basis van een hoge produktie van anorganische koolstof bij koolfiltratie dat biologische regeneratie van de kool optrad. Hij nam echter geen teruggang in de belading van de aktieve kool waar.

Bovengenoemde opvattingen betreffende de wederzijdse beïnvloeding van biologische en adsorptieprocessen werden nagenoeg algemeen geaccepteerd en geciteerd (lit 8.18, 8.36, 8.37 en 8.38).

Het geconstateerde verschil in specifieke organische stofverwijdering bij koolfiltratie en langzame zandfiltratie is geen bewijs voor de stelling dat de biologische processen in koolfilters door de adsorptieprocessen worden versterkt. Het is namelijk onduidelijk in welke mate adsorptieprocessen nog bijdroegen aan de TOC-verwijdering van het koolfilter terwijl evenmin bekend is in hoeverre het geconstateerde verschil werd beïnvloed door de grote verschillen in procescondities (filtratiesnelheid, contacttijd).

In het hierna volgende wordt nader ingegaan op de relatie tussen adsorptieprocessen en biologische processen in koolfilters.

8.5.2 De invloed van adsorptieprocessen op de biologische activiteit in koolfilters

Informatie over de wederzijdse beïnvloeding van biologische en adsorptieprocessen kan met filtratie-experimenten worden verkregen door de werking van een filter gevuld met actieve kool te vergelijken met de werking van een filter gevuld met een niet-adsorberend materiaal (niet-geactiveerde kool of zand). Hierbij dienen de filtraties onder dezelfde condities te worden uitgevoerd. Deze condities moeten bij voorkeur overeenkomen met die in de praktijk situatie. Onderzoek waarbij aan de genoemde voorwaarden is voldaan is uitgevoerd door Van der Kooij (lit 8.11, 8.24) die de werking van een koolfilter gevuld met ROW 0,8S vergeleek met die van een onder dezelfde omstandigheden opgesteld filter gevuld met niet-geactiveerde kool. Beide filters werden gevoed met gefiltreerd en belucht Lek-water. De hydraulische volumebelasting van de filters was $3.5 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{h}$, de schijnbare contacttijd 22 min en de specifieke organische volumebelasting (V_C) bedroeg circa $12 \text{ g C}/\text{m}^3 \text{ kool.h}$. Al na korte tijd (circa 2500 BV) bleek dat het zuurstofverbruik van het koolfilter bijna 2 x hoger was (mediaanwaarde 1.8) dan van het filter met niet-geactiveerde kool. Deze verhouding veranderde nauwelijks ondanks de veranderingen in de watertemperatuur ($5\text{--}22^\circ\text{C}$), de bij toenemende looptijd afnemende adsorptie aan actieve kool en de voortdurend toenemende belading van actieve kool met geadsorbeerde verbindingen. Uit het onderzoek bleek tevens dat de sterke adsorptie van organische verbindingen in het actieve koolfilter, die vooral in het begin van de looptijd optrad de groeisnelheid van de bacteriën op actieve kool niet beïnvloedde. De kolonietallen op de actieve kool aan de ef-

fluentzijde van het filterbed stegen namelijk even snel als aan de influentzijde. Deze toenamesnelheid kwam bovendien overeen met die van de bacteriën op niet-geactiveerde kool. Daar ook de verwijdering van verschillende bacterietypen (bacteriën van de coligroep, citraat-positieve pseudomonaden, actinomyceten) en de koloniegetallen in de effluenten overeenkwamen, werd geconstateerd dat de biologische processen niet waarneembaar werden beïnvloed door de op actieve kool plaatsvindende adsorptie van organische verbindingen. Uit het beschreven onderzoek bleek echter duidelijk dat de biologische aktiviteit op actieve kool 1,5 à 2 x hoger was dan op niet-geactiveerde kool. Daar geen enkele relatie tussen de adsorptieprocessen en de biologische processen kon worden aangetoond werd de oorzaak van dit verschil gezocht in een verschil in een bepaalde constant blijvende materiaaleigenschap, zoals aard en grootte van het voor de bacteriën beschikbare aanhechtingsoppervlak per volume-eenheid filtermateriaal. Met betrekking tot de betekenis van het aanhechtingsoppervlak is nader onderzoek nodig.

8.5.3 De invloed van de biologische aktiviteit op het adsorptieproces

Herhaaldelijk is gesuggereerd dat micro-organismen aanwezig op actieve kool mogelijk de adsorptieprocessen belemmeren omdat ze de poriën die naar het adsorberend oppervlak leiden verstoppen (lit 8.27). Met behulp van ladingsgewijze proeven waarbij modelstoffen en met bacteriën beladen actieve kool werden gebruikt kon geen effect van de aanwezigheid van de bacteriën op de adsorptiesnelheid noch op de ligging van de adsorptie-isothermen worden aangetoond (lit 8.12). Het is evenwel niet

uitgesloten dat de aanwezigheid van levend en dood biomateriaal in bepaalde praktijkomstandigheden de adsorptie vertraagt. Nadere aanwijzingen hierover ontbreken echter.

Veel aandacht werd besteed aan de positieve invloed van de biologische aktiviteit op het adsorptieproces, waarbij met name aandacht werd besteed aan het optreden van biologische regeneratie van aktieve kool (zie par. 8.5.1). Daar de meeste micro-organismen groter zijn (diameter circa $0,5 \mu$) dan de diameters van de poriën ($0,1 \mu$) die het grootste deel van het adsorberend oppervlak bevatten, kan biologische regeneratie door directe consumptie van geadsorbeerde verbindingen niet plaatsvinden. Regeneratie van het adsorberend oppervlak zou echter plaats kunnen vinden door de aktiviteit van enzymen die door de op het kooldeeltje aanwezige micro-organismen worden uitgescheiden (lit 8.31). Een dergelijke gang van zaken is nooit experimenteel bevestigd en is om theoretische redenen niet aannemelijk. De macromoleculaire enzymen zouden bijvoorbeeld door adsorptie van een of meer functionele groepen kunnen worden geïnaktiveerd.

De ladingsgewijze experimenten die met monsters van geaktiveerde en niet-geaktiveerde kool, afkomstig uit filters die gedurende 1 jaar met gefiltreerd rivierwater waren gevoed, duiden evenmin op een benutting van op aktieve kool geadsorbeerde verbindingen, daar de bacteriën op beide koolsoorten even snel afstierven (lit 8.17). Onder de proefomstandigheden trad dus geen zodanige desorptie van afbreekbare verbindingen op dat hierdoor de afsterving van bacteriën op aktieve kool werd vertraagd. In overeenstemming hiermee werd door Maqsood en Benedek (lit 8.40) geconstateerd dat een 11 dagen durende beluchting van aktieve kool

(Filtrisorb F 400) afkomstig uit een filter dat gedurende geruime tijd was gevoed met voorbehandeld afvalwater niet tot een herstel van de adsorptiecapaciteit leidde.

In sommige situaties, namelijk wanneer actieve kool is beladen met een afbreekbare verbinding kan wel desorptie als gevolg van biologische activiteit optreden. Dit is onder meer aangetoond (ladingsgewijze experimenten) door Houston (lit 8.41), die waarnam dat actieve kool beladen met glucose (evenwichtsconcentraties tussen 12 en 48 g glucose/l) na overbrengen in een gebufferd mineraalmedium zonder glucose tot een sterke groei van Escherichia coli in dit medium leidde. Uit het opnieuw uitvoeren van adsorptieproeven met deze kool, bleek dat volledige regeneratie was opgetreden. Bij overeenkomstige experimenten, waarbij van Pseudomonas aeruginosa en actieve kool beladen met nonaan, respectievelijk decaan gebruik werd gemaakt, bleek eveneens een, zij het onvolledige regeneratie op te treden. Deze experimenten tonen aan dat de betekenis van de micro-organismen ligt in het laag houden van de concentratie van de ge-adsorbeerde verbinding in het water, waardoor de desorptie wordt versterkt. In hoeverre deze desorptie optreedt wordt onder meer bepaald door de relatie adsorbens-adsorbaat en de minimale concentratie in de waterfase die door biologische activiteit kan worden gehandhaafd. Dat desorptie en dus biologische regeneratie in sommige gevallen onvolledig of zelfs niet aantoonbaar was blijkt uit experimenten van Werner e.a. (lit 8.28). Zij constateerden dat de afbraak (oxydatie) van fenol bij concentraties kleiner dan 1 g/l in aanwezigheid van kool nagenoeg volledig werd verhinderd. Bij filtratie-experimenten is de situatie met betrekking tot desorptie anders dan bij ladingsge-

wijze experimenten. Desorptie van afbreekbare verbindingen zou op kunnen treden bij wisselende concentraties in het influent of ten gevolge van verdrijving door beter adsorbeerbare verbindingen. Met name kan hierbij worden gedacht aan desorptie van verbindingen die op actieve kool zijn geadsorbeerd in de periode dat de biologische activiteit in het filter nog gering was. Den Blanken (lit 8.14) meldde dat desorptie en afbraak van fenol (influentconcentratie 2,3 mg fenol-C/l) optrad, die op de kool was geadsorbeerd, alvorens de biologische activiteit tot ontwikkeling kwam. Onduidelijk is of deze regeneratie volledig was. Bij het reeds beschreven (par. 8.5.2) onderzoek bleek dat het zuurstofverbruik van het actieve en van het niet-actieve koelfilter sterk toenam met stijgende watertemperatuur. In deze situatie bleek dat het verschil tussen de COD-verlaging en de zuurstof opname ($dCOD-dO_2$) zowel bij actieve als bij niet actieve koelfiltratie een aantal malen in overeenkomende mate negatief werd (fig. 8.3). Dit verschijnsel duidde op een "biologische regeneratie" van beide filters. Daar deze "regeneratie" bij beide filters even sterk was kan worden geconcludeerd dat de op actieve kool geadsorbeerde verbindingen hierbij geen waarneembare rol speelden. Er vond dus geen meetbaar herstel van de adsorptiecapaciteit plaats. De optredende "regeneratie" kon echter worden verklaard door de bij lage watertemperatuur in de wintermaanden optredende geringe dissimilatie (circa 30 %), die leidde tot ophoping van celmateriaal in beide filters. In de zomer treedt als het ware een inhaaleffect op waarbij in de biomassa geaccumuleerde verbindingen wel worden afgebroken (hogere endogene ademhaling). Door dit inhaaleffect kan ook de door Sontheimer (lit 8.32), Eberhardt e.a. (lit 8.35)

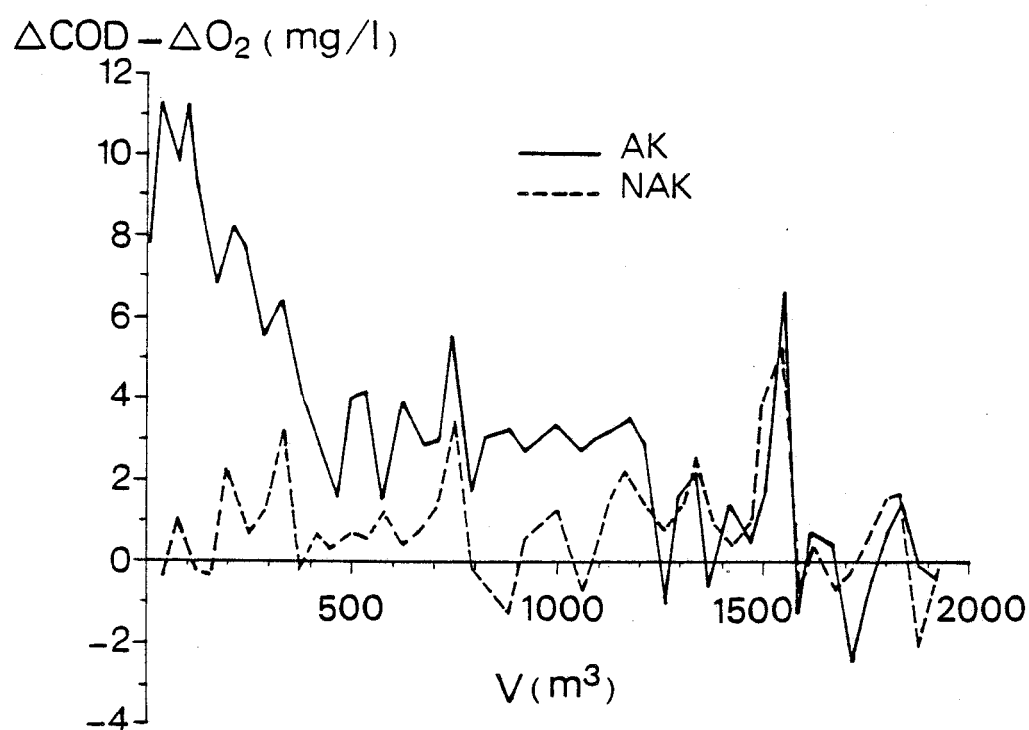


Fig. 8.3 : De netto-accumulatie van organische verbindingen ($\Delta\text{COD} - \Delta\text{O}_2$) in een filter met actieve kool (AK) en in een filter met niet-actieve kool (NAK) als functie van de looptijd.

en Jekel (lit 8.31) genoemde hoge produktie van anorganische koolstof worden verklaard, die door hen als een bewijs voor de biologische regeneratie van de adsorptiecapaciteit werd gezien. Ook genoemde onderzoekers namen deze regeneratie alleen in de zomer (hoge temperaturen) waar.

8.6 De bijdrage van biologische processen aan de verwijdering van organische verbindingen bij koelfiltratie

Directe gegevens over de bijdrage van respectievelijk adsorptieprocessen en biologische (assimilatie/dissimilatie) processen in de verwijdering van organische verbindingen bij koelfiltratie ontbreken. Enig inzicht in deze bijdragen kan worden verkregen door middel van berekeningen gebaseerd op de opgetreden zuurstofconsumptie in relatie tot de DOC- respectievelijk COD-verwijdering. Door Schultink (lit. 8.10) werd het aandeel van de biologische processen bij koelfiltratie berekend voor 4 filters met contacttijden van respectievelijk 7.5; 15; 22.5 en 30 min. Hierbij werden de zuurstofconsumptie en de DOC-verwijdering na een gelijk aanbod van organische stoffen per filter, dat wil zeggen na een gelijk aantal bedvolumina (4032) vergeleken. Na correctie voor het zuurstofverbruik ten gevolge van nitrificatie

($1 \text{ mg NH}_4^+ \approx 3.5 \text{ mg O}_2$) en onder aanname dat voor de volledige oxydatie van 1 mg org-C 3 mg O_2 nodig is, kon worden berekend dat de bijdrage van de oxydatieve biologische processen aan de DOC-reductie respectievelijk maximaal 5, 8, 15 en 28 % was. Hieruit blijkt dat de bijdrage van oxydatieve biologische processen aan de DOC-reductie sterk toenam bij langere contacttijd. Een onbekend deel van de organische verbindingen werd verwijderd door de

vorming van celmateriaal (assimilatie). Bij kortere contacttijden is de specifieke organische volumebelasting van het filter hoger dan bij langere contacttijden. Dit leidt tot een hogere assimilatie/dissimilatie verhouding. Tengevolge hiervan is het waarschijnlijk dat de totale bijdrage van de biologische processen (assimilatie + dissimilatie) aan de verwijdering van organische stoffen minder sterk afhangt van de contacttijd dan de bijdrage van de dissimilatie alleen. Opgemerkt moet echter worden dat een lage assimilatie/dissimilatie verhouding gunstig is omdat dan veel celmateriaal door endogene ademhaling wordt omgezet in CO_2 .

Hierdoor vervuilt het filter minder snel.

Op basis van de experimenten met een filter gevuld met niet-aktieve kool is enige informatie verkregen over de assimilatie/dissimilatie verhouding (bij $\tau = 22$ min) (lit 8.11 en 8.24). Hierbij werd geconstateerd dat circa 55 % van de gedurende circa 1 jaar verwijderde COD door de opname van zuurstof door dissimilatie (inclusief endogene ademhaling) kon worden verklaard. Daar adsorptie aan niet-geactiveerde kool niet meetbaar optrad moet het resterende deel van de verwijderde COD (circa 45 %) door assimilatieprocessen veroorzaakt zijn. Het hierbij gevormde celmateriaal is door het herhaaldelijk terugspoelen van het filter voor een onbekend deel verwijderd. Niet terugspoelen zou dan ook tot een hogere bijdrage van de dissimilatie hebben kunnen leiden. Opvallend was verder dat in de winter (lage temperatuur) het aandeel van de assimilatie aan de COD-verwijdering hoger was. Uit de waarnemingen bij het actieve koolfilter ($\tau = 22$ min) bleek dat de bijdrage van de dissimilatie in de totale COD-verwijdering na een looptijd van 1 jaar (2.1×10^4 BV) circa 40 % bedroeg. Na een kortere looptijd (4800 BV) was dit 24 %,

hetgeen overeenkomt met de door Schultink (lit 8.10) berekende waarde. Dit lagere percentage werd zowel bepaald door de dan nog grotere bijdrage van de adsorptieprocessen als door de lagere watertemperatuur. Indien wordt aangenomen dat de assimilatie/dissimilatie verhouding in het actieve koolfilter gelijk was aan die in het niet actieve koolfilter over dezelfde periode (1 jaar) dan kan de bijdrage van de assimilatie aan de verwijdering van organische stoffen door biologische processen op circa 33 % worden geschat. Dit zou betekenen dat bij actieve koolfiltratie (na 2×10^4 BV) in totaal circa driekwart van de verwijdering van organische stoffen een gevolg is van biologische processen.

Uit het bovenstaande blijkt dat ook de assimilatieve biologische processen een belangrijke bijdrage leveren aan de verwijdering van organische stoffen bij actieve koolfiltratie. Dit aandeel hangt af van allerlei factoren, waaronder looptijd, mate/frequentie van terugspoelen, watertemperatuur en contacttijd. Kwantitatieve gegevens over de bijdrage van de assimilatieprocessen in verschillende situaties zijn echter niet voorhanden.

8.7 De mogelijke nadelen van biologische processen bij actieve koolfiltratie

8.7.1 Hoge koloniegetallen

In paragraaf 8.2 is vermeld dat in effluenten van actieve kool vrijwel steeds hoge speciale koloniegetallen voorkomen. Hoewel de standaardkoloniegetallen meestal laag zijn kunnen aan het begin van de looptijd en door wisselingen in de watersamenstelling (seizoensinvloeden, variaties in chloor/

ozondosering) soms ook hoge standaardkoloniegetallen worden waargenomen. Hoewel hoge standaardkoloniegetallen geen hygiënische betekenis hebben wordt nationaal en internationaal (EG) toch de produktie van drinkwater met lage standaardkoloniegetallen aanbevolen, omdat deze parameter informatie kan verschaffen over het optreden van ongewenste situaties in het distributiesysteem.

Aan de betekenis van de hoge speciale koloniegetallen in het reine water is tot nu toe weinig aandacht besteed. Een voortdurend transport van drinkwater met grote aantallen bacteriën door het distributiesysteem zou wellicht op den duur tot een opbloei van hogere organismen in het leidingnet kunnen leiden. Het is bovendien niet uitgesloten dat zich onder bepaalde omstandigheden (anaërobie, hoge watertemperatuur) minder gewenste bacterietypen in koolfilters ontwikkelen zoals Pseudomonas aeruginosa (opportunistisch pathogeen voor de mens) en Bacillus soorten die de na actieve koelfiltratie gebruikelijke veiligheidschloring overleven. Een ontwikkeling van Bacillus soorten kan ook bij langzame zandfilters optreden (lit 8.42).

8.7.2 Endotoxinen

Het merendeel van de bacteriën die zich vermeerderen in koolfilters is gram-negatief. De lipopolysaccharide-fractie van de celwanden van gram-negatieve bacteriën kunnen, indien ze in het bloed van de mens geraken, koortsverschijnselen veroorzaken. Deze lipopolysacchariden worden daarom pyrogenen of endotoxinen genoemd. De endotoxinen kunnen worden bepaald met de *Limulus* amoebocyt lysaat (LAL) test. In situaties waarbij een toename van de (speciale) koloniegetallen door koelfiltratie op-

treedt zou een toename van het gehalte aan endotoxinen kunnen worden verwacht. Recent is echter aangetoond dat koelfiltratie niet met een toename van het endotoxinegehalte gepaard ging (lit 8.43). Bovendien kon bij onderzoek geen relatie worden vastgesteld tussen de concentraties aan vrije endotoxinen (celresten) respectievelijk gebonden endotoxinen (intacte cellen) en het optreden van pyrogene reacties bij proefdieren. Opgemerkt moet tenslotte worden dat endotoxinen bij de consumptie van water niet in het bloed geraken. Tevens komen in de menselijke darm van nature zulke grote aantallen endotoxine-bevattende bacteriën voor dat de hoeveelheden die in het drinkwater aanwezig zijn geen betekenis hebben. Indien het water voor speciale medische toepassingen (b.v. nierdialyse) wordt gebruikt ligt dit uiteraard anders.

8.7.3 Vorming van schadelijke verbindingen

Bij lage pH kunnen N-nitrosamines worden gevormd door een chemische reactie van nitriet met secundaire amines. Door verschillende onderzoekers is gemeld dat micro-organismen aan de vorming van N-nitrosamines kunnen bijdragen (lit 8.44 en 8.45). Recent werd aangetoond dat ook door Escherichia coli dimethylnitrosamine werd gevormd uit NO_2^- en dimethylamine (optimum bij pH = 8.0) (lit 8.46). Mede gezien de mogelijkheden van veel micro-organismen om NO_3^- te reduceren tot NO_2^- kan in een milieu waarin micro-organismen en secundaire amines aanwezig zijn dan ook de vorming van N-nitrosamines worden verwacht. Door Fiddler e.a. (lit 8.47) werden ze in het effluent van ionenwisselaars aangetoond.

Over de vorming van N-nitrosamines in koelfilters is tot nu toe niets bekend. Door de hoge biologi-

sche aktiviteit zal ten minste lokaal wel steeds enig NO_2^- aanwezig zijn, over de aanwezigheid van amines is minder bekend. Daarbij komt dat wellicht met name de aromatische amines goed zullen adsorberen waardoor in koolfilters de vorming van N-nitrosamines mogelijk minder is dan in de bodem of eventueel in zandfilters.

Thans kan zeker nog niet worden gesteld dat aan koolfiltratie uit het oogpunt van de mogelijke vorming van N-nitrosamines meer bezwaren zijn verbonden dan aan filtratie door zand.

Behalve N-nitrosamines zouden door microbiologische processen ook andere schadelijke verbindingen uit minder schadelijke of ongevaarlijke verbindingen kunnen worden gevormd. Een voorbeeld hiervan is de mogelijke vorming van 2-amino-4,6-dinitrofenol uit 2,4,6-tri-nitrofenol door P.aeruginosa (lit 8.48). Ook hier geldt dat dergelijke omzettingen op actieve kool mogelijk worden vertraagd door de adsorptieprocessen.

8.7.4 Anaerobie

De (in vergelijking met langzame zandfilters) hoge organische belasting van de koolfilters leidt tot de ontwikkeling van veel micro-organismen. Onvolgende terugspoelen kan bij een stijging van de watertemperatuur tot anaerobie in het filter leiden. Hierbij is vorming van smaakbedervende verbindingen (b.v. H_2S) of groei van ongewenste micro-organismen niet uitgesloten. Nadere gegevens over een dergelijke situatie zijn niet voorhanden. Uit Tabel 8.5 kan worden afgeleid dat de specifieke zuurstofconsumptie van actieve kool circa $10 \text{ g O}_2/\text{m}^3 \text{ AK.h}$ bedraagt. Dit betekent dat bij stopzetten van de watertoevoer binnen 1 uur anaerobie in het filter optreedt met de hierboven ge-

noemde gevolgen. Stilstand van water in koolfilters dient dan ook steeds te worden vermeden.

8.7.5 Hogere organismen

De hoge produktie aan micro-organismen in koolfilters kan tot een opbloei van hogere organismen in het filter leiden, gevolgd door afgifte van grote aantallen aan het water. Deze opbloei van hogere organismen lijkt afhankelijk van de aard en hoeveelheid van de in het influent aanwezige organische verbindingen te zijn. In een enkel geval is plaatsing van microzeven na koolfilters toegepast (zie par. 8.3). Door uitvoering van onderzoek naar het gedrag van hogere organismen in diverse filtertypen moet worden nagegaan welke factoren de produktie van hogere organismen bepalen.

8.8 De voordelen van biologische processen bij actieve koolfiltratie

8.8.1 Verwijdering van afbreekbare organische verbindingen

De in de koolfilters optredende biologische processen dragen bij aan de verwijdering van afbreekbare verbindingen uit het water. Deze processen zijn met name van belang wanneer het water nog geen biologische behandeling heeft ondergaan, of wanneer door een bepaalde behandeling de concentratie aan afbreekbare verbindingen in het water is verhoogd (ozonisatie, dosering van zetmeelderivaten). In welke mate deze biologische processen de looptijd van een koolfilter verlengen (in vergelijking met de irreële situatie waarbij koolfilters steriel worden bedreven) hangt af van het aandeel van de afbreekbare verbindingen in de DOC

en van de mate waarin de afbreekbare verbindingen adsorberen. De verwijdering van afbreekbare verbindingen uit het water is van belang om een kwaliteitsverslechtering van het drinkwater door na-groei van micro-organismen in het distributiesysteem tegen te gaan (lit 8.24).

Voor de concentratie aan gemakkelijk afbreekbare verbindingen is recent de bepaling van het AOC-gehalte (assimileerbare organische koolstof) ingevoerd (lit 8.24). Op dit moment is nog onvoldoende bekend over de mate waarin koolfilters een verlaging van het AOC-gehalte veroorzaken.

8.8.2 Verwijdering van ammoniak

Door verschillende onderzoekers (lit 8.10 en 8.31) is aangetoond dat effectieve nitrificatie kan optreden in koolfilters. De mate waarin deze mogelijkheid wordt benut hangt af van de waterkwaliteit en de plaats van koolfiltratie in de zuivering.

8.8.3 Verwijdering ongewenste micro-organismen

Dat koolfiltratie tot een reductie leidt van ongewenste micro-organismen is herhaaldelijk aangetoond (zie par. 8.2.3). Daar koolfiltratie meestal één van de laatste waterbehandelingen is, zodat in het water nog nauwelijks ongewenste bacteriën aanwezig zijn, wordt deze reductiecapaciteit niet steeds benut.

8.9 Suggesties voor verder onderzoek

8.9.1 Vergelijking van de werking van koolfilters met die van zandfilters

Weinig of geen onderzoek is uitgevoerd waarbij de werking van koolfilters met die van snelle zandfilters en langzame zandfilters is vergeleken in de situatie dat de koolfilters onder dezelfde condities werken als de zandfilters.

Met betrekking tot de werking (biologische processen) van de filters dient aandacht te worden besteed aan:

- reductie van DOC, COD, UV, AOC en O₂ als functie van de looptijd
- gedrag van micro-organismen (koloniegetallen, speciale bacterietypen)
- gedrag van hogere organismen.

8.9.2 Onderzoek naar de oorzaak van de relatief grote biologische aktiviteit in koolfilters

- Rol van grootte en aard van het aanhechtingsoppervlak.

8.9.3 Bacteriologie van koolfiltratie

- Optimalisering van de bepaling van het kolonietal van actieve kool, mede gericht op bepaling van draadvormige bacterietypen.
- Bepaling van de biomassa op actieve kool door middel van een ATP-meting.
- Bepaling van de eigenschappen (vermogen om bepaalde verbindingen af te breken) van op actieve kool dominerende bacterietypen.

LITERATUUR

- 8.1 Bernhardt, H. Entkeimung von Aktivkohlefiltern durch Erwärmung; Schr.Reihe Ver. Wass.-Boden- Lufthyg. 31: 165-169 (1970).
- 8.2 Drost, G., Den Dulk, G., Van Puffelen, J. De verwijdering van smaakstoffen uit water door middel van aktieve kool. H₂O, 5: 404-509 (1972).
- 8.3 Müller, G. Koloniezahlbestimmungen im Trinkwasser. GWF, Wasser/Abwasser 113: 53-57 (1972).
- 8.4 Melbourne, J.D., D.G. Miller. The treatment of river Trentwater using granular activated carbon beds. In: Papers and Proceedings of a Water Research Association Conference at Reading: 73-108 (1974).
- 8.5 Ford, D.B. The use of granular carbon filtration for taste and odour control. In: Papers and Proceedings of a Water Research Association conf. at Reading: 263-278 (1974).
- 8.6 Zwaagstra, J. Het effect van koelfiltratie op het organismenbestand in rein water. Rapport PWN Bloemendaal (1976).
- 8.7 Klotz, M., Werner, P. und Schweisfurth, R. Mikrobiologische Untersuchungen der Aktivkohlefiltration zur Trinkwasseraufbereitung. Wissenschaftl. Ber. Untersuch. Planung, Stadwerke, Wiesbaden, 3: 75-82 (1976).
- 8.8 Cairo, P.R., McElhaney, J. and J.H. Suffet. Pilot plant testing of activated carbon adsorption systems. JAWWA 71: 660-673 (1979).

- 8.9 Schultink, L.J. Proef met koolfilters te Andijk gedurende de zomer van 1970.
Rapport PWN Bloemendaal (1970).
- 8.10 Schultink, L.J. Proeven uitgevoerd in de proefinstallatie te Andijk in de periode 10-3-1972 t/m 20-8-1973 met actieve koolfilters en met langzame zandfilters.
Rapport PWN Bloemendaal (1973).
- 8.11 Kooij, D. van der. Verwijdering van organische verbindingen door een actief koolfilter en een niet-actief koolfilter en de aanwezigheid en het gedrag van bacteriën in deze filters. Rapport SW-164, KIWA, Rijswijk (1976).
- 8.12 Kooij, D. van der. Processes during biological oxydation in filters. In: Oxydation techniques in drinking water treatment. Karlsruhe (1978).
- 8.13 McElhaney, J.B. and W.R. McKeon. Enumeration and identification of bacterial populations on GAC. Proc.AWWA 6th WOTC, Louisville, Ky (1978).
- 8.14 Blanken, J.G. den. Microbial activity in activated carbon filters. J. Env.Eng.Div. 108, 405-425 (1982).
- 8.15 Schalekamp, M. The use of GAC filtration to ensure quality in drinking water from surface sources. JAWWA 71: 638-647 (1979).
- 8.16 Eberhardt, M. Untersuchungen zur optimalen Kombination von Adsorption, Filtration und biologischer Reinigung. Veröff Bereich Lehrstuhl f Wasserchem 5, 358-379 (1971).
- 8.17 Kooij, D. van der. Enkele aspecten van de behandeling van oppervlaktewater door middel van actieve koolfiltratie. Rapport SW-141, KIWA, Rijswijk (1975).

- 8.18 Wallis, C., Stagg, C.H. and Melnick, J.L. The hazards of incorporating charcoal filters into domestic water systems. *Wat. Res.* 8: 111-113 (1974).
- 8.19 Fiore, J.V. and Babineau, R.A. Effect of an activated carbon filter on the microbial quality of water. *Appl. Env. Microbiol* 34: 541-546 (1977).
- 8.20 Knoppert, P.L. and Rook, J.J. Treatment of river Rhine water with activated carbon. In: *Activated carbon in water treatment; Papers and Proceedings of a Water Research Association Conference at Reading*, 109-125 (1974).
- 8.21 Zwaagstra, J. Proeven met koolfilters en langzame zandfilters. Rapport PWN Bloemendaal (1978).
- 8.22 Müller, G. und H. Bernhardt. Vergleichende bakteriologische Untersuchungen an einem Aktivkohle-Versuchsfilter unter Verwendung eine gechlorten und ozonten Grund- und Tolsperrenwasser. *Forum Umwelt Hyg.* 27: 393-396 (1976).
- 8.23 Klotz, M. Mikrobiologische Untersuchungen zur Trinkwasseraufbereitung mit Aktivkohle Dissertatie Saarbrücken (1979).
- 8.24 Kooij, D. van der, De verwijdering van organische verbindingen uit water in relatie tot de gedragingen van micro-organismen bij actieve koolfiltratie en filtratie door een bed van niet-geactiveerde kool (in voorbereiding).
- 8.25 Roelands, J. Proeven koolfiltratie in het zuiveringsstation Baanhoek. Rapport nr. 79-1 DWL Techn. Dordrecht (1979).

- 8.26 Kooij, D. van der, Einige bakteriologische Aspekte der Trinkwasseraufbereitung mittels Aktivkohlefiltration. In: Veröffentlichungen des Bereichs und des Lehrstuhls für Wasserchemie, H9: 302-308, Karlsruhe (1975).
- 8.27 Weber, W;J., Pirbazari, M. and Melson, G.L. Biological growth on activated carbon: an investigation by scanning electron microscopy. Env.Sci.Technol. 12: 817-819 (1978).
- 8.28 Werner, P., Klotz, M. und Scheisfurth, R. Mikrobiologische Untersuchungen zur Aktivkohlefiltration. Conf. Oxidation Techniques in Drinking Water Treatment, Karlsruhe, Sept. (1978).
- 8.29 Zwaagstra, J. Biologische gegevens, pers. meded. (1980).
- 8.30 Nobel, P. Persoonlijke mededeling betreffende hogere organismen in AK-filters (1980).
- 8.31 Jekel, M. Biologisch-adsorptive Trinkwasseraufbereitung in Aktivkohlefiltern. Heft 11, Veröffentlichungen des Bereichs und Lehrstuhls für Wasserchemie, Karlsruhe (1979).
- 8.32 Sontheimer, H. Use of activated carbon in water treatment practice and its regeneration. Int.Water Supply Ass. Congress, Brighton (1974).
- 8.33 GW, 1980. Tweede interim-rapport van het koelfiltratie-onderzoek bij Gemeentewaterleidingen Amsterdam (augustus 1977-augustus 1979), uitgebracht door de GW-werkgroep Koelfiltratie Leiduin (1980).

- 8.34 Schweisfurth, R. Untersuchungen über die Keimgehalte van Ionenaustauscherwasser. Klinische Wochenschrift, 24: 1290-1293 (1961).
- 8.35 Eberhardt, M., Madsen, S. und Sontheimer, H., Untersuchungen zur Verwendung biologisch arbeitender Aktivkohlefilter bei der Trinkwasseraufbereitung. GWF-Wasser/Abwasser, 116: 245-247 (1975).
- 8.36 Kölle, W., Sontheimer, H. Experience with activated carbon in West Germany. In: Papers and Proceedings of Water Research Association Conference, Reading: 347-367 (1974).
- 8.37 Love, O.T., Robeck, G.G., Symons, J.M. and Buelow, R.W. Experience with activated carbon in the USA. In: Activated carbon in water treatment; Papers and Proceedings of a Water Research Association Conference, Reading; (1974).
- 8.38 Sontheimer, H., E. Heilker, M.R. Jekel, H. Nolte and F.H. Vollmer. The Mülheim-process. JAWWA 70: 393-396 (1978).
- 8.39 Digiano, F.A. Influence of microbial activity on the performance of GAC. Proc. AWWA Conf. (1979).
- 8.40 Maqsood, R. and A. Benedek. Low-temperature organic removal and denitrification in activated carbon columns. JWPCF, 49: 2107-2117 (1977).
- 8.41 Houston, G. Studies on the biological regeneration of activated carbon. Univ. of Rhode Island, Thesis A-063-RI, prepared for Office of Water Res. and Technol. Washington DC (1978).

- 8.42 Windle Taylor, E. Aerobic sporing bacilli, fungi and actinomycetes in slow sandfilters. In: 44th Report on the results of the bacteriological, chemical and biological examination of the London waters for the years 1969-1970, p. 16-20, Metropolitan Water Board (1970).
- 8.43 Wolf, H.W., B.J. Camp, S.J. Hawkins and J.H. Jorgenson. Pyrogenic activity of carbon filtered waters. EPA-600/1-79-009 (1979).
- 8.44 Anayaba, A. and M. Alexander. Microbial formation of nitrosamines in vitro. Appl.Microbiol. 25: 862-868 (1973).
- 8.45 Mills, A.L., and M. Alexander. N-nitrosamine formation by cultures of several microorganisms. Appl.Env.Microbiol. 31: 892895 (1976).
- 8.46 Kunisaki, N. and M. Hayashi. Formation of of N-nitrosamines from secondary amines and nitrite by resting cells of Escherichia coli B., Appl.Env.Microbiol. 279-282 (1979).
- 8.47 Fiddler, W. e.a. The presence of dimethyl- and diethylnitrosamines in de-ionized water. Food Cosm.Tox. 15: 441443 (1977).
- 8.48 Wyman, J.F., H.E. Guard, W.D. Won and J.H. Quay. Conversion of 2,4,6-trinitrophenol to a mutagen by Pseudomonas aeruginosa. Appl. Environ Microbiol. 222-226 (1979).

9

DE TOXICOLOGISCHE BEOORDELING VAN EFFLUENTEN VAN
KOOLFILTERS

9.1

Probleemstelling

Het effluent van actieve koolfilters wordt gewoonlijk beoordeeld aan de hand van een aantal chemische en bacteriologische parameters. Gebleken is evenwel dat deze parameters tot op heden geen eenduidige criteria opleveren voor de gewenste contacttijd en looptijd van koolfilters. De belangrijkste reden hiervan is dat er voor de meeste somparameters, groepsparameters en enkelvoudige stoffen geen normen bestaan, omdat de toxicologische betekenis ervan niet voldoende bekend is. Om deze reden is aandacht besteed aan de toxicologische betekenis van organische stoffen in water.

Door Tardiff en Deinzer (lit. 9.1) wordt aanbevolen de integrale toxiciteit van water te meten aan de hand van koolextracten met behulp van een tiental testen. Er wordt gesteld dat het erg tijdrovend is de toxiciteit van water te bestuderen aan de hand van langeduurproeven met doseringen van enkelvoudige stoffen.

Een toxicologische beoordeling aan de hand van koolextracten kan echter een vertekend beeld van de werkelijkheid geven. Onder invloed van chemische en bacteriële omzettingen kunnen wijzigingen optreden in de structuur van de geadsorbeerde verbindingen. Ook wordt maar een deel gedesorbeerd.

Een ander probleem vormt het feit dat indien men een concentraat van aan actieve kool gebonden organische stoffen toedient aan proefdieren, men van bepaalde stoffen de acute toxiciteit bepaalt, terwijl men zonder concentrering de chronische toxiciteit bepaald zou hebben. Deze kan een geheel ander effect op de proefdieren hebben. Bij de efflu-

enten van koolfilters gaat het mede vanwege de er aan voorafgaande voorraadvorming en bewaking van de bronnen duidelijk om chronische effecten zodat ook de toxicologische proeven hierop gericht dienen te zijn.

Ondanks de bovengenoemde bezwaren zouden experimenten met proefdieren uitgevoerd kunnen worden met verdunningen van koolextracten. Er zou dan vastgesteld kunnen worden welke concentratie geen schadelijk effect meer heeft op de proefdieren.

De door Tardiff en Deinzer voorgestelde procedure zal echter nooit leiden tot een norm voor de bepaling van de looptijd van een koolfilter. Om deze reden heeft het KIWA-onderzoek zich niet in deze richting bewogen, maar heeft zich geconcentreerd op twee andere gebieden.

Allereerst zijn experimenten uitgevoerd met proefdieren ten einde de chronische toxiciteit van het water te bepalen. Aanvankelijk zijn voor meerdere ruwwatertypen bepalingen uitgevoerd met forellen van 9 maanden oud (lit. 9.2). In tweede instantie is gekozen voor een ei-larvale test met forellen, omdat de embryonale en larvale ontwikkeling van vissen het meest gevoelig is voor verontreinigingen van het water (lit. 9.3).

Daarnaast is veel onderzoek verricht naar de mutageniteit van bepaalde watertypen. Dit onderzoek is uitgevoerd met behulp van de zogenaamde Amestest (lit. 9.4). Deze test biedt de mogelijkheid om met behulp van speciale bacteriën potentieel genotoxische verbindingen aan te tonen. Alhoewel het nog onduidelijk is in hoeverre het gemeten effect vertaald kan worden naar een potentieel genotoxisch effect voor hogere organismen kan de Amestest een waardevol instrument zijn voor kwalitatief toxicologisch onderzoek (lit. 9.4). In de meeste gevallen dient de Amestest echter wel vooraf te worden

gegaan door een concentratiestap.

Op beide onderzoeksgebieden zal in dit hoofdstuk nader worden ingegaan.

9.2 Toxicologisch onderzoek met behulp van proefdieren

Gezien de jarenlange ervaring (lit. 9.2 en 9.3) lag het aanvankelijk in de bedoeling de effluenten van een tweetal koolfilters met verschillende looptijd te testen met forelleneieren.

Deze test is evenwel langdurig en kan alleen in de periode januari/februari begonnen worden vanwege de beschikbaarheid van de forelleneieren.

Eieren van klauwpadden zijn het gehele jaar beschikbaar, de ontwikkeling van de eieren is sneller en daardoor de proefduur korter. Voor deze test is derhalve gekozen bij het onderzoek dat in de periode augustus-december 1977 in de proefinstallatie van het KIWA te Nieuwegein is uitgevoerd (lit. 9.5). Bij dit onderzoek werden verschillende waterkwaliteiten onderzocht, te weten:

- Lekkanaalwater na bezinking en filtratie over een kaarsfilter (Lekwater);
- Lekkanaalwater na coagulatie en snelfiltratie (snelfiltraat);
- snelfiltraat na passage van een koolfilter, dat nog maar korte tijd in gebruik was (kool vers) en met een koolfilter dat bij aanvang van de proeven meer dan 6 maanden in bedrijf was (kool oud);
- grondwater.

Als chemische parameters werden bepaald: het gehalte aan oplosbare organische koolstof (DOC), de UV-extinctie en het extraheerbaar organisch chloorgehalte (EOCl). Tevens werden gaschromatografie en massaspectrometrie toegepast.

Gepoogd is de chemische gegevens te relateren aan

de toxicologische.

Daarna zijn in 1980 en 1981 bij Gemeentewaterleidingen te Leiduin testen uitgevoerd met forelleneieren voor diverse watertypen. Onder andere zijn de volgende watertypen onderzocht:

- Lekkanaalwater na bezinking en filtratie over een kaarsfilter (Lekwater);
- Lekkanaalwater na coagulatie, filtratie en transport naar Leiduin (WRK-water);
- het teruggewonnen duinfiltraat na snelfiltratie (snelfiltraat);
- snelfiltraat na passage van een koolfilter dat bij aanvang van de proeven meer dan 6 maanden in bedrijf was (koolfiltraat);
- grondwater.

Bij dit onderzoek is niet gepoogd chemische gegevens te relateren aan toxicologische parameters.

9.2.1 Uitvoering van de proeven met klauwpadden

Voor de proefkoolfilters is gebruik gemaakt van ROW 0,8 supra. De diameter van de filters bedroeg 0,25 m, de bedhoogte 0,85 m en de schijnbare verblijftijd 21 min. Bij de start van de proeven op 10 augustus 1977 had het verse koolfilter 2 weken, het oude koolfilter 7 maanden gelopen.

De diverse waterkwaliteiten zijn door volglazen aquaria met een volume van 100 l gevoerd met een verblijftijd van bijna 17 uur. De klauwpadden zijn ongeveer 24 uur na de bevruchting in het te onderzoeken water geplaatst.

Onderzoek is verricht aan de embryonale en larvale ontwikkeling de groei na de metamorfose van ei tot klauwpad en aan morfologische en histologische parameters.

Uiteindelijk bleken slechts twee parameters bruikbare gegevens op te leveren, namelijk de sterfte

tot de zesde dag na de eiafzetting in de aquaria en de leververgroting van de klauwpadden aan het eind van de proeven na 4 maanden. De leververgroting is uitgedrukt als de leversomatische index (LSI), zijnde het gewicht van de lever, betrokken op het totale gewicht van de klauwpad.

9.2.2 Resultaten

Ten einde relaties te zoeken zijn de gemiddelde waarden van de DOC, UV-extinctie en EOC1 van 8, 15 en 22 augustus berekend en vergeleken met het percentage sterfte van de klauwpadden na 6 dagen.

Tabel 9.1 en fig. 9.1 laten de resultaten zien.

Tabel 9.1: Vergelijking tussen DOC, UV-extinctie, EOC1 en de sterfte na 6 dagen
(- = niet gemeten)

	DOC mg/l	UV-extinctie m-1	EOC1 µg/l	sterfte %
Lek	4,8	11,3	5,1	78
snelfiltraat	2,8	8,0	3,1	69
effluent kool oud	1,8	4,1	0,3	64
effluent kool vers	0,5	0,3	0,2	62
grondwater	-	-	0,1	31

De sterfte bij de klauwpadden blijkt een criterium te zijn, dat niet in dezelfde mate verandert als de chemische parameters. Dit is echter ook niet te verwachten. Bij een levend organisme is vaak een drempelwaarde aanwezig, waarboven zich pas een effect manifesteert.

De sterfte van de klauwpadden in de effluënten van het verse en oude koolfilter ontlopen elkaar nau-

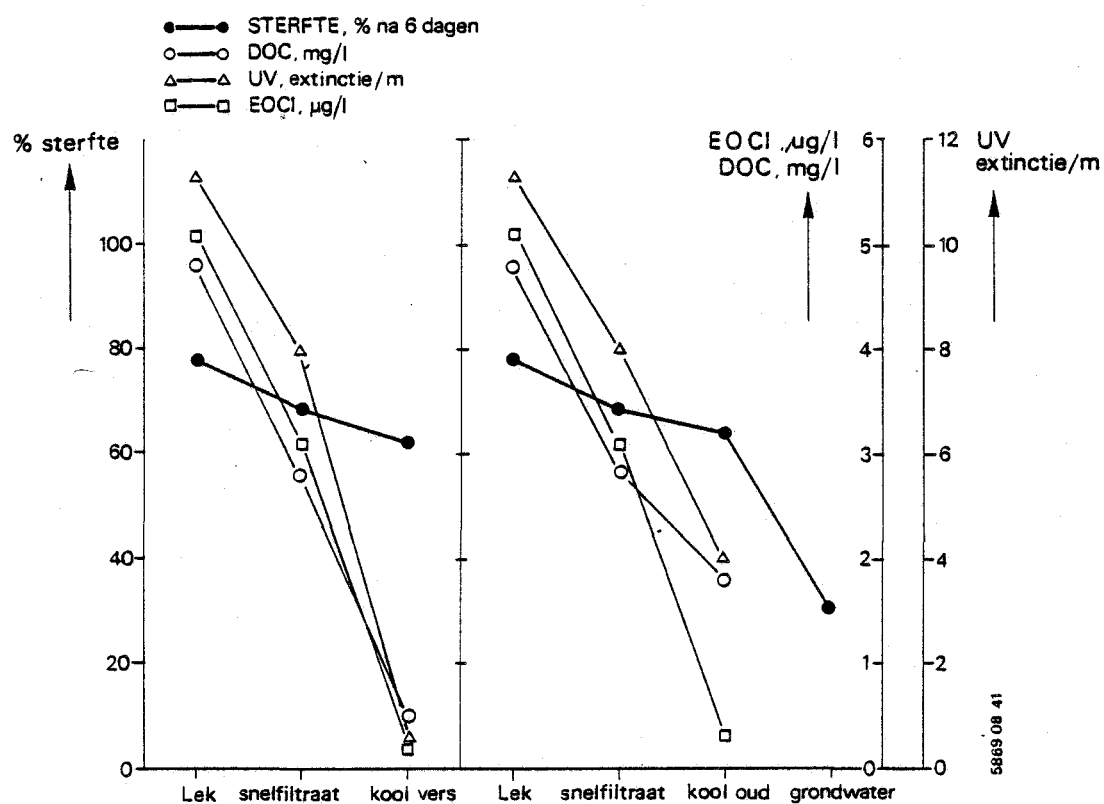


Fig. 9.1 : Relatie tussen de sterfte van klauwpadden na 6 dagen en de DOC, UV-extinctie en EOCi.

welijks. Opvallend is wel het grote verschil in sterfte in het effluent van een vers koolfilter en grondwater, terwijl de chemische parameters van het effluent van het verse koolfilter toch een gunstig beeld vertonen. Een lineaire relatie tussen het percentage sterfte en deze chemische parameters lijkt dan ook niet aanwezig te zijn. Als enige kan gezegd worden, dat een afname van de waarde van de chemische parameters veelal ook gepaard gaat met een afname van de sterfte.

Voorts zijn de chemische parameters ook vergeleken met de LSI-waarde. Voor de chemische parameters zijn de gemiddelde waarden over de gehele periode berekend.

Tabel 9.2 en figuur 9.2 geven de resultaten voor de vergelijking van de LSI-waarde met DOC, UV-extinctie en EOC1. Tabel 9.3 geeft de vergelijking met diverse groepen van organische stoffen. De vermelde waarden van de groepen van organische stoffen zijn tot stand gekomen door middeling over de gehele periode.

Voor het Lekwater betreft dit vijf te Bergambacht genomen monsters. De overige monsters zijn wekelijks te Nieuwegein genomen.

De LSI als zodanig blijkt een gevoeliger parameter dan sterfte te zijn bij vergelijking met de verschillen tussen de chemische parameters.

Een accentuering van de verschillen wordt verkregen indien de LSI-waarde betrokken wordt op de LSI-afname van proefdieren in Lekwater en controledieren volgens de formule:

$$\text{LSI } \% = \frac{\text{LSI} - \text{LSI (grondwater)}}{\text{LSI (Lekwater)} - \text{LSI (grondwater)}} \times 100 \%$$

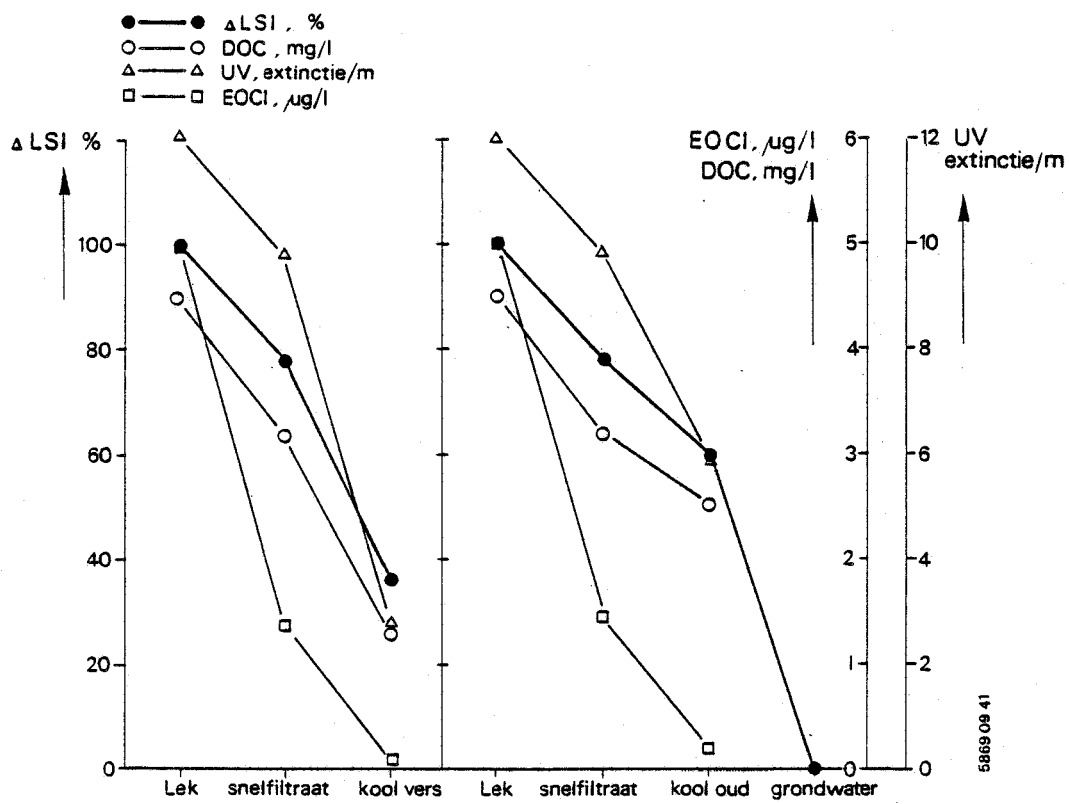


Fig. 9.2 : Relatie tussen de relatieve waarde van de lever-somatische index ΔLSI en de DOC, UV-extinctie en EOCi.

Tabel 9.2: Vergelijking tussen DOC, UV-extinctie en EOC1 met de Δ LSI % (gemiddelde over de gehele periode)

	DOC mg/l	UV-extinctie m ⁻¹	EOC1 µg/l	Δ LSI %	LSI-toe- name t.o.v controle
Lek	4,5	12,1	10,1	100	36
snelfiltraat effluent	3,2	9,9	2,7	78	28
kool oud effluent	2,5	5,9	0,3	60	22
kool vers	1,3	2,4	0,1	36	13

Het directe verband tussen de Δ LSI % en de chemische parameters DOC en UV-extinctie lijkt beter te zijn dan van de sterfte. Een verlaging van de waarde van de chemische parameter loopt steeds parallel met een afname van de Δ LSI %. Ook het verschil in LSI tussen het effluent van het verse koolfilter en grondwater is niet meer zo groot. Men moet hierbij in gedachte houden dat het koolfilter op het einde van de proef al vier maanden gelopen heeft. De relatie tussen LSI en EOC1 gehalte ligt minder gunstig daar de verschillen in EOC1 gehalten niet parallel lopen met de verschillen in Δ LSI %.

Tabel 9.3: Vergelijking tussen enkele groepen van toxicologisch verdachte verbindingen, EOCl en de Δ LSI %

conc. µg/l	Lek	snelfiltraat	kool oud	kool vers
organische fosfaten	2,0	0,5	0,1	0,1
genitreeerde aromaten	5,7	3,6	0,2	0,1
gechloreerde aromaten en ethers	2,5	1,2	-	-
fenolen	0,8	0,5	-	-
EOCl	10,0	2,7	0,3	0,1
Δ LSI %	100	78	60	36

Het blijkt dat de diverse groepen van organische microverontreinigingen redelijk de tendens volgen die door de EOCl wordt aangegeven. De relatie met de Δ LSI % lijkt echter minder duidelijk te zijn, gezien het grote verschil in Δ LSI % tussen de beide koolfilters en de geringe verschillen in de gehalten van de microverontreinigingen. Daarom lijkt het vooralsnog weinig zinvol bij dergelijk onderzoek veel GC-MS-werk te verrichten.

9.2.3 Uitvoering van de proeven met forelleneieren

Voor het proefkoolfilter is gebruik gemaakt van ROW 0,8 supra. De schijnbare verblijftijd van het water bedroeg 30 minuten. Bij de start van de proeven op 21 februari 1980 was de looptijd van het koolfilter 6 maanden.

De diverse waterkwaliteiten zijn verwarmd tot een temperatuur van 12 °C. Het water is vooraf belucht

om een hoog zuurstofgehalte te handhaven.

Tijdens de eifase zijn de eieren in stalen broed-schalen van 5 liter geplaatst. Voor elke waterkwaliteit zijn twee schalen gebruikt. Het water stroomt met een debiet van 60 l/h in de bovenste schaal van waaruit het via een belucht overloop-systeem in de tweede schaal loopt.

Tijdens de larvale en vroeg juveniele fase zijn de forellen in aquaria met een inhoud van 10 liter uitgezet. Voor elke waterkwaliteit zijn 3 aquaria gebruikt met een eigen wateraanvoer van 36 l/h. In de aquaria is een beluchting aanwezig.

Onderzoek is verricht aan sterfte tijdens de eifase en de larvale fase, de ontwikkelingssnelheid tijdens de eifase, de groei in de eifase, larvale en vroeg juveniele fase en aan morphologische afwijkingen.

9.2.4 Resultaten

Allereerst is aandacht besteed aan de sterfte in de eifase en tijdens de larvale fase. De meest belangrijke resultaten zijn samengevat in tabel 9.4.

Tabel 9.4 - Absolute en procentuele sterfte aan het eind
van de eifase en tijdens de larvale en juveniele
fase

Watertype	Aantal eieren	Aantal dode eieren (28d)	% dode eieren	Aantal vissen	Aantal dode vissen	% dode vissen
Lekwater	3753	355	9,5	755	24	2,0
WRK-water	3473	366	10,5	725	27	2,5
Snelfiltraat	3558	342	9,6	716	31	2,9
Koolfiltraat	?	209	?	728	25	1,9
Grondwater	3554	162	4,6	715	23	2,5

Uit de tabel blijkt dat in Lekwater, WRK-water en snelfiltraat de sterfte in de eifase significant is verhoogd ten opzichte van de sterfte in grondwater. De procentuele sterfte in de eifase in het koolfiltraat kan niet worden vastgesteld door een onzekerheid over het aantal ingezette eieren. De absolute sterfte in het koolfiltraat is beduidend lager dan in Lekwater, WRK-water en snelfiltraat, maar hoger dan in grondwater.

Tijdens de larvale fase is de sterfte in alle groepen gering geweest en heeft gevarieerd tussen 1,9 à 2,9 %. Deze percentages wijken niet significant van elkaar af.

Behalve aan de sterfte is tevens aandacht besteed aan de groei in de eifase, larvale fase en vroeg juveniele fase. Ten opzichte van de eieren in snelfiltraat en WRK-water zijn de eieren in Lekwater 12 uur later en in koolfiltraat en grondwater 24 uur later uitgekomen. In het koolfiltraat kwamen tevens verharde eikapsels voor. Doordat tijdens de eifase de groei van de embryo's in Lek-

water, koolfiltraat en grondwater trager verlopen is, kan de groei minder goed gevolgd worden aan de hand van absolute lengte-vergelijkingen maar kan het best gewerkt worden met groeifactoren. Deze groeifactoren van de forellen in de larvale en juveniele fase zijn weergegeven in tabel 9.5.

Tabel 9.5 - Groeifactor (mm/dag) van de forellen tijdens de larvale en juveniele fase

Watertype	Groeifactor mm/dag
Lekwater	0,37
WRK-water	0,37
Snelfiltraat	0,38
Koolfiltraat	0,42
Grondwater	0,43

In Lekwater, WRK-water en snelfiltraat vindt de groei dus minder snel plaats dan in koolfiltraat en in grondwater.

Naast de lengtegroei is tevens de gewichtsgroei van de forellen bepaald. Bepaald zijn zowel het natgewicht als het drooggewicht van de forellen. In grote lijnen gelden voor de gewichtsgroei dezelfde conclusies als hierboven voor de lengtegroei zijn weergegeven.

Tenslotte zijn alle larven die uit het ei zijn gekomen onderzocht op het voorkomen van morfologische afwijkingen. Bij 10 tot 15 % van de vissen werden een of enkele afwijkingen aangetroffen. Een veel voorkomende afwijking was een kromming van de larfjes naar de buikzijde, terwijl de ogen klein bleven of geheel ontbraken.

9.2.5 Conclusies

Uit het onderzoek met klauwpadden is gebleken dat alleen de LSI van de klauwpad mogelijk een bruikbare parameter is voor toxicologisch onderzoek. Gezien de lengte van de proefperiode en vanwege het geringe aantal overige bruikbare parameters lijkt de klauwpad minder geschikt te zijn voor dit type onderzoek.

Een duidelijke relatie tussen chemische en toxicologische parameters, gemeten aan de klauwpad, ontbreekt vooral waar het de beste waterkwaliteit, filtraat van een vers koolfilter, betreft. Chemisch gezien is dit water van uitstekende kwaliteit. De toxicologische parameters laten evenwel nog een duidelijk verschil met grondwater zien.

Uit dit onderzoek blijkt verder dat uitvoerig GC-MS onderzoek uit toxicologisch oogpunt discutabel is.

Gebaseerd op het verrichte onderzoek lijkt het voldoende de somparameters, zoals EOCl te volgen en incidenteel GC-MS onderzoek uit te voeren, wanneer

- a. deze techniek nadere informatie kan verschaffen omtrent de identiteit van de stoffen die tot de somparameters bijdragen, teneinde een toxicologische beoordeling mogelijk te maken;
- b. bepaalde toxische effecten optreden, ten einde de oorzaak te achterhalen;
- c. een plotselinge verhoging in de waarde van de somparameters optreedt.

Uit het onderzoek met forelleneieren zijn de volgende conclusies te trekken:

- de sterfte tijdens de eifase is voor Lekwater, WRK-water en snelfiltraat groter dan in koolfiltraat en grondwater. Deze verschillen worden waarschijnlijk veroorzaakt door de verschillen in watersamenstelling;

- de sterfte in de larvale fase is gering en voor alle watertypen nagenoeg gelijk. Hieraan zijn geen conclusies te verbinden;
- de ontwikkeling in de eifase is het snelst in WRK-water en snelfiltraat gevolgd door Lekwater, koelfiltraat en grondwater. Daar er in deze ontwikkelingsfase van de forel vele factoren een rol spelen is een relatie met de waterkwaliteit moeilijk te leggen;
- de ontwikkeling in de larvale en juveniele fase is het traagst in Lekwater en WRK-water, iets sneller in snelfiltraat en het snelst in koelfiltraat en grondwater. Deze verschillen worden gezien de proefomstandigheden waarschijnlijk veroorzaakt door de verschillen in watersamenstelling;
- gegevens over morphologische afwijkingen dienen zeer zorgvuldig geïnterpreteerd te worden. Een verband met waterkwaliteit mag pas gelegd worden indien eenzelfde afwijking vele jaren wordt aangetroffen.

Uit het onderzoek komen dus de sterfte tijdens de eifase, de ontwikkeling in de eifase en de ontwikkeling in de larvale en juveniele fase naar voren als mogelijk bruikbare parameters. Bij dit onderzoek is niet gezocht naar relaties tussen chemische en toxicologische parameters.

Uit beide onderzoeken komt naar voren dat er slechts een beperkte hoeveelheid informatie verkregen wordt. Bij het onderzoek met klauwpadden is gebleken dat een relatie tussen chemische en toxicologische parameters niet gelegd kan worden. Toxicologisch gezien blijken er maar kleine verschillen op te treden tussen ongezuiverd, gecoaguleerd en geïnfiltreerd oppervlaktewater enerzijds en koelfiltraat en grondwater anderzijds. Boven-

dien zijn de proeven te langdurig om bij de vaststelling van een norm van de looptijd van een koolfilter behulpzaam te zijn.

Om al deze redenen lijkt een test met proefdieren, waarbij de proef met forelleneieren de voorkeur geniet boven de klauwpaddenproef, minder geschikt voor de beoordeling van de mate van zuivering bij verregaand gezuiverd water. Wel kan de forelleneierenproef een belangrijke rol blijven spelen bij de beoordeling van verontreinigd oppervlaktewater. Ten einde een toxicologische beoordeling van verschil in kwaliteit bij gezuiverd water mogelijk te maken heeft het onderzoek bij het KIWA zich gericht op de ontwikkeling van de zogenaamde Ames-test.

9.3 Toxicologisch onderzoek met behulp van de Amestest

In tegenstelling tot het onderzoek met proefdieren biedt de Amestest tot op heden de meeste mogelijkheden om de invloed van de zuivering op genotoxische verbindingen na te gaan. Met deze test worden stoffen aangetoond die veranderingen (mutaties) kunnen veroorzaken in het erfelijk materiaal (DNA) van specifieke bacteriestammen. Allereerst zal kort worden ingegaan op de achtergrond, de uitvoering en de interpretatie van de test.

9.3.1 Achtergronden

Het genotoxicologische deel van het onderzoek wordt uitgevoerd met de Salmonella/microsomale mutageniteitstest ofwel Amestest (lit. 9.4). Ames en medewerkers hebben een serie Salmonella stammen ontwikkeld die extra gevoelig zijn voor genotoxische verbindingen. De bacteriën van deze stammen hebben onder andere een celwand die grotere mole-

culen niet of nauwelijks tegenhoudt en missen een systeem dat schade aan het DNA kan herstellen. Tevens kunnen deze stammen niet groeien zonder het aminozuur histidine, omdat het vermogen om dit zelf te synthetiseren niet aanwezig is. Het onderzoek is uitgevoerd met twee stammen waarvan het vermogen om histidine te synthetiseren hersteld kan worden ofwel via een frameshift mutatie (TA 98) of wel via een basenpaar substitutie mutatie (TA 100) (lit. 9.4). Dit betekent dat met beide stammen in principe verschillende soorten genotoxische stoffen waargenomen worden.

Het DNA is structureel identiek in bacteriën en zoogdieren. Er bestaat echter een groot aantal verschillen tussen beide soorten organismen zodat een eenduidige relatie tussen de Amestest-resultaten en de gevolgen voor de mens vooralsnog niet gelegd kan worden. Deze verschillen bestaan onder andere ten aanzien van het opnamemechanisme van lichaamsvreemde stoffen (maag of darmwandpassage, celwand), de DNA-schade herstelsystemen of de immuunsystemen die gemuteerde cellen kunnen verwijderen. Tevens kunnen zoogdierleverenzymssystemen mutagene stoffen onschadelijk maken (metabole inaktivatie), of andere verbindingen, de zogenaamde promutagenen omzetten in mutagene stoffen (metabole aktivatie). Deze enzymatische processen worden in de Amestest nagebootst door een rattenlever enzympreparaat, de S 9-mix, toe te voegen aan de voedingsbodem van de bacteriën.

9.3.2 Uitvoering

De Amestest wordt ingezet door 10^8 cellen, het monster in de gewenste concentratie en eventueel de S 9-mix toe te voegen aan 3 ml topagar. Deze topagar wordt uitgegoten over de in een petri-

schaal aanwezige bodemagar. Het geheel wordt daarna gedurende 3 dagen geïncubeerd bij 37 °C. Aan de topagar is een geringe hoeveelheid histidine toegevoegd zodat alle cellen enkele malen kunnen delen. Tijdens deze delingen kunnen mutagene stoffen reageren met het DNA. Als een mutatie plaatsvindt waarbij het vermogen om histidine te synthetiseren terugkeert, dan zal de desbetreffende cel in drie dagen uitgroeien tot een zichtbare kolonie. Door deze, zogenaamde revertant kolonies te tellen krijgt men een indruk van het aantal mutaties dat is opgetreden in het histidine-gen. Als er geen genotoxische stof aan de voedingsbodem is toegevoegd, dan zal er toch een aantal spontane revertanten optreden. Dit aantal spontane revertanten is een specifiek kenmerk van elke stam.

Bij TA 98 varieert het aantal spontane revertanten tussen circa 15 en 50 revertanten per petrischaal en bij TA 100 tussen circa 90 en 160.

Een verbinding wordt als mutageen gekenmerkt in de Amestest als:

1. er sprake is van een dosis effect relatie (toenemend aantal revertanten bij een toenemende concentratie van de stof);
2. de dosis effect relatie uitstijgt boven een grens die gerelateerd is aan het aantal spontane revertanten. In de praktijk komt dit overeen met een toename van 30-40 revertanten per plaat bij TA 98 en van 80-90 revertanten per plaat in TA 100.

9.3.3 Enkele interpretatiemogelijkheden

Door de combinatie van de testen zonder en met S 9-mix kan men een onderscheid maken tussen drie categoriën van mutagene responsen in de Amestest namelijk:

- de directe mutagene respons: S 9-mix heeft geen enkele invloed op de hoogte van de mutagene respons;
- de inaktiveerbare mutagene respons: een directe mutagene respons die in aanwezigheid van S 9-mix verlaagd wordt; het staat niet vast of dit een gevolg is van enzymwerking of van andere processen (adsorptie, meer hydrofiel karakter);
- de promutagene respons: het mutagene effect wordt pas waargenomen na behandeling met S 9-mix enzymen.

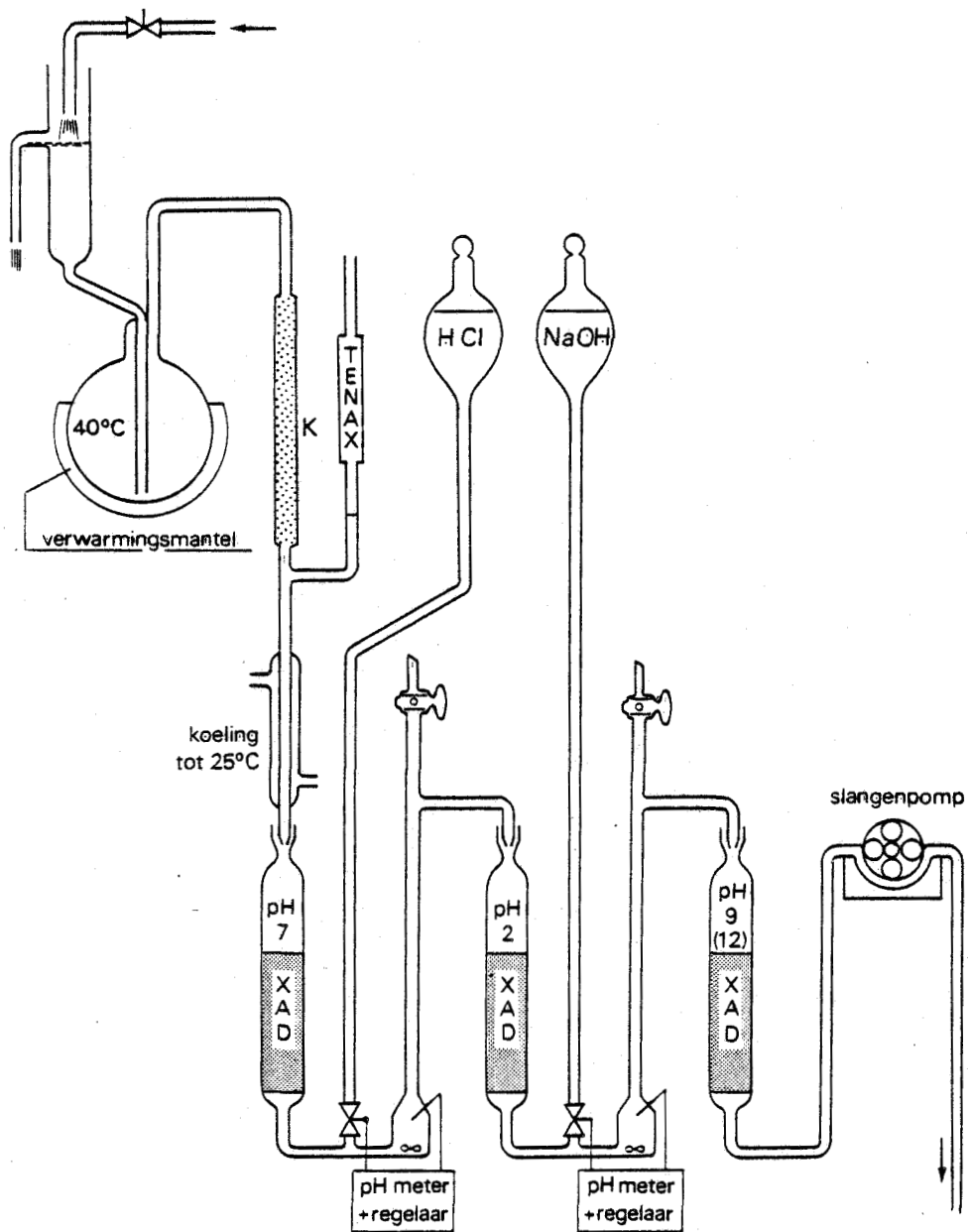
Deze indeling geeft een kwalitatief beeld van het monster. Een semi kwantitatieve benadering van deze gegevens is slechts in zeer beperkte mate mogelijk, omdat de effecten van de promutagenen en de inaktiveerbare mutagenen elkaar kunnen maskeren.

Door deze indeling te combineren met de stameigenschappen en de fysisch-chemische eigenschappen van het monster is het mogelijk om een globaal inzicht te krijgen in aanwezigheid van genotoxische stoffen in water.

9.3.4 Isolatie en monsterbehandeling

De Amestest kan niet direct in het water worden uitgevoerd omdat de concentratie van de organische stoffen in water in het algemeen te laag is. Het is dan ook noodzakelijk dat de organische stoffen eerst uit het water geïsoleerd en geconcentreerd worden. Door Noordsij e.a. (lit. 9.6) is een isolatie- en opwerkingstechniek ontwikkeld die het tevens mogelijk maakt dat chemische en biologische metingen in hetzelfde monster kunnen worden uitgevoerd.

De isolatie vindt plaats door middel van adsorptie aan twee verschillende harstypen. Vluchtige orga-



XAD-ISOLATIE-AUTOMAAT

nische verbindingen worden door beluchting uit het water gedreven en aan het hars TENAX geadsorbeerd. De matig-vluchtigen en niet-vluchtigen worden met behulp van het macroreticulaire hars XAD-4 geïsoleerd.

De isolatie met behulp van XAD dient in principe achtereenvolgens plaats te vinden bij respectievelijk pH 7, pH 2 en pH 12, ten einde naast de organische stoffen die bij pH 7 ongedissocieerd zijn, ook de organische zuren en de organische basen te isoleren. XAD-hars heeft namelijk de eigenschap niet gedissocieerde stoffen via het lipofiele deel van het molecuul te adsorberen. Organische stoffen in gedissocieerde toestand worden niet geadsorbeerd. Door de pH achtereenvolgens op 7,2 en 12 in te stellen worden respectievelijk niet gedissocieerde neutrale (lipofiele), zure en basische (matig hydrofiele) verbindingen geadsorbeerd.

In figuur 9.3 is het principe van de apparatuur die voor de isolatie wordt gebruikt weergegeven. In de met Raschig-ringen gevulde kolom K treedt ontgassing op van het te onderzoeken water. De vluchtige verbindingen worden aan de TENAX-kolom geadsorbeerd. Door verhitting van de hars in een gasstroom kunnen deze verbindingen worden gedesorbeerd en aan verder onderzoek worden onderworpen. Na de kolom met Raschig-ringen passeert het water een aantal XAD-kolommen, waarbij het water na de eerste kolom op pH 2 wordt gebracht. De isolatie bij pH 12 wordt momenteel nog ontwikkeld.

Het water stroomt met een snelheid van 1 bedvolume per minuut door de kolommen. Iedere kolom bevat 1 ml hars per l te behandelen water. Voor het verkrijgen van voldoende isolaat voor één volledig onderzoek van drinkwater is 300 l water nog.

De XAD-kolommen worden achtereenvolgens met ethanol en een mengsel van ethanol en cyclohexaan uit-

gewassen. Hierdoor wordt een optimale elutie bereikt van zowel polaire als apolaire verbindingen. Aan de harskolom kunnen sporevormende bacteriën zich als sporen hechten. Bij de uitvoering van de Amestest zullen deze sporen storend werken. Om deze sporen te verwijderen wordt het eluaat gefiltreerd over een 0,2 μ teflonfilter. Filtreren van het watermonster is niet aan te bevelen omdat dan verlies optreedt van aan zwevend materiaal gebonden organische stoffen.

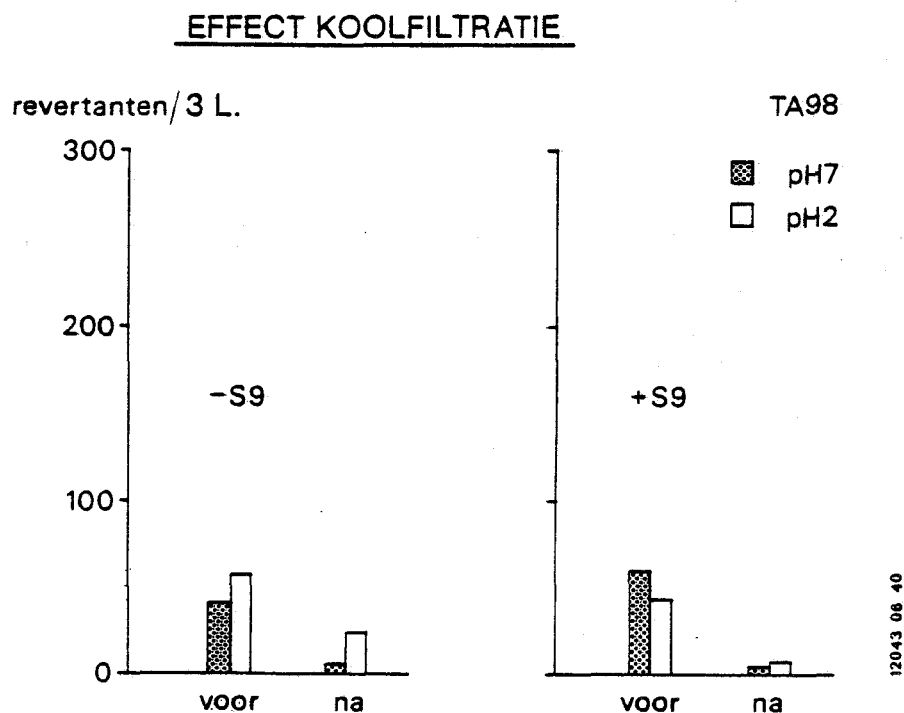
Voor de droging van het eluaat is het gebruik van adsorptiemiddelen vermeden, aangezien ook de geïsoleerde polaire verbindingen daaraan geadsorbeerd zouden worden.

Verwijdering van water en concentrering van de geïsoleerde verbindingen vindt plaats door middel van azeotropische destillatie van het eluaat. Hierbij wordt eerst het water verwijderd en vervolgens de cyclohexaan, zodat het geïsoleerde materiaal zich uiteindelijk in ethanol bevindt. Ten slotte wordt ingedampt tot het gewenste volume. In het aldus verkregen geconcentreerde eluaat kunnen zowel gaschromatografisch/massaspectrometrisch onderzoek en somparameterbepalingen als de Amestest worden uitgevoerd, ten einde een eventuele relatie tussen toxicologische en chemische parameters te onderzoeken.

9.3.5 Resultaten

In de periode 1979-1981 is het effect van een aantal behandelingen en combinaties van behandelingen op de Amestest onderzocht. In dit kader zal alleen worden ingegaan op het effect van actieve koolfiltratie op de mutagene respons gemeten met de Amestest.

In 1979 en 1980 is bij de Drinkwaterleiding van Rotterdam te Kralingen (zie ook paragraaf 5.2.2) in samenwerking met het KIWA een onderzoek uitgevoerd met proefkoolfilters. Het influent bestond uit Biesboschwater na (in de zomer) transportchloring, coagulatie, ozonisatie en dubbellaagsfiltratie. In februari 1980 zijn door het KIWA monsters genomen na een looptijd van de koolfilters corresponderend met 32000 bv. Het resultaat van de Amestest met stam TA 98 is weergegeven in figuur 9.4 (lit. 9.7).

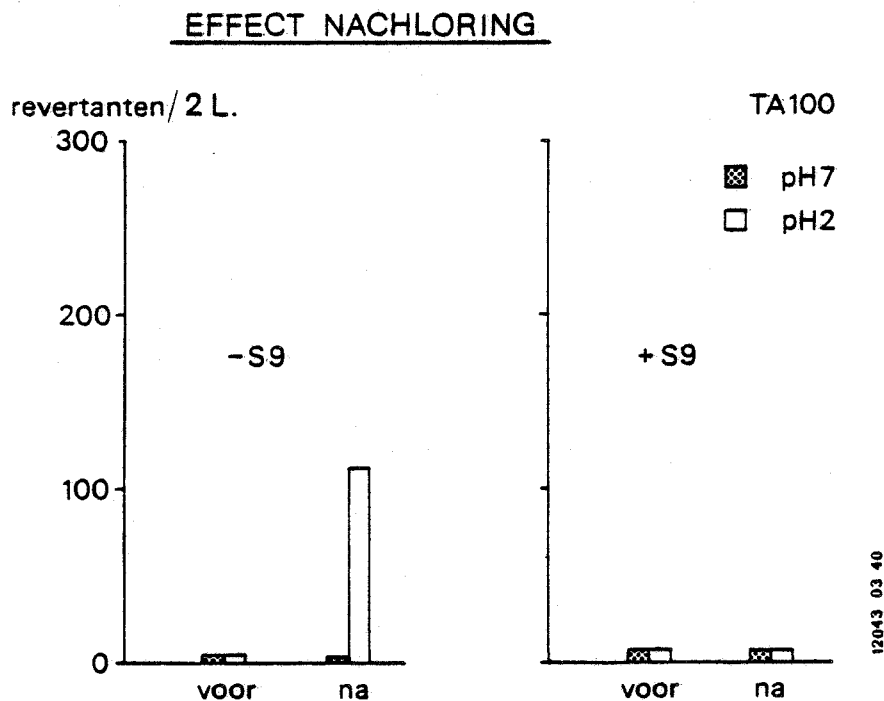


Figuur 9.4 - Resultaten van de Amestest met stam TA 98 voor en na koolfiltratie

Na koolfiltratie is geen mutagene respons waargenomen in de neutrale fractie bij de geteste concentraties. Inaktiveerbare mutagenen zijn in beperkte mate nog in de pH 2-fractie van het effluent aangetoond. Hierbij moet echter worden op-

gemerkt dat de respons van het influent op verschillende monsternametijdstippen relatief laag was. De mutagene respons van koolfiltraat bij TA 98 is dus ook na een ruime looptijd nog gering. Dit zou een aanwijzing kunnen zijn, vooral met betrekking tot de verwijdering van lipofiele mutagene verbindingen. Deze veronderstelling zal echter getoetst dienen te worden aan de hand van uitvoeriger onderzoek, te meer omdat de mutagene respons van het influent relatief laag was.

Het zij echter benadrukt dat bij chloring van koolfiltraten de mutagene respons sterk toeneemt. Indien het koolfiltereffluent na een filterlooptijd corresponderend met 32000 bv wordt gechloord met een chloordosis van 0,6 mg/l wordt het volgende beeld verkregen (zie figuur 9.5).



Figuur 9.5 - Resultaten van de Amestest met stam TA 100 na respectievelijk koolfiltratie en koolfiltratie/nachloring

Uit figuur 9.5 blijkt dat de mutagene respons na de chloring hoger is geworden in de pH 2-fractie van het effluent. Deze respons wordt volledig geïnactiveerd door S 9-mix.

Dit verschijnsel is ook waargenomen door v.d. Gaag e.a. (lit. 9.8). In het filtraat van een koolfilter dat gevoed werd met gecoaguleerd en gesnelfiltreerd Lekkanaalwater werd met de stam TA 100 na 3000 bv geen mutageniteit aangetoond. Bij chloring werd echter wel een mutagene respons waargenomen. Op dit verschijnsel zal in het overzichtsrapport "Neveneffecten van de chloring" (lit. 9.9) nader worden ingegaan.

9.3.6 Conclusies

Uit het toxicologisch onderzoek met behulp van de Amestest komt een aantal zeer interessante gegevens naar voren. Bij de interpretatie van deze gegevens moeten echter de volgende zaken voor ogen worden gehouden:

- de betekenis is van de resultaten van de Amestest voor de kwaliteitsbeoordeling van het water ten aanzien van de mens is nog niet vastgesteld;
- de betrouwbaarheid van de (semi)kwantitatieve interpretatie van de resultaten van de Amestest is op dit moment nog onvoldoende bekend;
- de rendementen van de toegepaste isolatietechniek met behulp van XAD worden mede bepaald door de aard en de samenstelling van het watermonster. Sterk hydrofiele verbindingen worden in het geheel niet geïsoleerd. Dit is eens te meer van belang daar het zeer waarschijnlijk is dat deze stoffen ook de zuiveringsprocessen zullen passeren.

Niettemin heeft het tot op heden verrichte onderzoek veel interessante informatie opgeleverd. Er

wordt bij koolfiltratie een duidelijke afname geconstateerd van de mutagene respons van de lipofiele verbindingen. Ook wordt een afname geconstateerd van de zwak hydrofiele verbindingen, zij het in mindere mate. De verwijdering van lipofiele verbindingen vindt plaats gedurende zeer lange looptijden van de filters. Na looptijden corresponderend met 32000 bv treedt nog nauwelijks doorslag op.

Een belangrijk aspect is de toenemende mutagene respons bij chloring van koolfiltraten. Reeds na zeer korte looptijden (3000 bv) treedt een sterke verhoging van de mutagene respons op in vooral de zwak hydrofiele fractie.

Het zij benadrukt dat de getrokken conclusies gebaseerd zijn op betrekkelijk weinig experimentele gegevens. Er zal nog veel onderzoek verricht moeten worden voordat definitieve uitspraken gedaan kunnen worden over de zuiveringsprocessen zoals bijvoorbeeld koolfiltratie te zamen met het effect op de gemeten biologische parameter. Hierbij zal het verband tussen de biologische en chemische parameters en de betekenis daarvan voor de waterkwaliteitsbeoordeling diepgaand onderzocht dienen te worden. Pas daarna kunnen meer onderbouwde uitspraken gedaan worden over de toxicologische betekenis van de Amestestresultaten voor de beoordeling van de onderzochte zuiveringsprocessen.

Wellicht dat in een daaropvolgende stadium gebaseerd op deze test normen geformuleerd kunnen worden voor de looptijd van een koolfilter al dan niet gezien in het licht van een op de koolfiltratie volgende zuiveringstrap.

9.4 Randvoorwaarden voor toxicologisch onderzoek

Daar het de opzet is dat toxicologische testen een

juist beeld geven van de schadelijke effecten op proefdieren die veroorzaakt worden door het voorkomen van bepaalde stoffen of groepen van stoffen in het water, dienen een aantal randvoorwaarden aan dergelijke testen gesteld te worden afhankelijk van het toepassingsgebied:

- a. Het verdient in eerste instantie de voorkeur de testen rechtstreeks in het te onderzoeken water uit te voeren.
- b. Is dit niet mogelijk dan streeft men ernaar de voor het toxicologisch effect verantwoordelijke stoffen te concentreren.
Hierbij dient geëist te worden, dat de aldus ontstane concentraten zowel kwalitatief als kwantitatief een zo getrouw mogelijke afspiegeling geven van deze organische stoffen. Adsorptie, extractie en destillatie dienen dus zo min mogelijk de samenstelling te veranderen.
- c. Voor de interpretatie van de vermindering van toxicologische effecten kan bij de meeste zuiveringstechnieken toegestaan worden, dat de uitslag van de testen enige tijd in beslag neemt, bijvoorbeeld enkele maanden.
- d. De test moet voldoende gevoelig zijn om de verschillen in waterkwaliteit van de opeenvolgende zuiveringsstappen aan te kunnen geven. Deze verschillen moeten met voldoende betrouwbaarheid kwantitatief kunnen worden geïnterpreteerd.
- e. Voor de interpretatie van het effect van koolfiltratie, de belangrijkste toepasbare techniek van de vermindering van het gehalte van toxicologisch verdachte stoffen, dient in verband met de bepaling van de looptijd de uitslag sneller bekend te zijn.
- f. Er dient naar gestreefd te worden dat een of meerdere testen geschikt zijn om routinematig

bij de bedrijven uitgevoerd kunnen worden.

Voor de beoordeling van de toxicologische kwaliteit van de grondstof kan onderzoek verricht worden met forelleneieren. Deze proeven voldoen aan een aantal van de gestelde eisen. Ze zijn echter te langdurig en te weinig gevoelig om informatie te verschaffen over zuiveringsstappen zoals koolfiltratie. Wel kan de forelleneierenproef een belangrijke rol blijven spelen bij de beoordeling van verontreinigd oppervlaktewater.

Er wordt nog wel gestreefd naar de ontwikkeling van enkele embryolarvale testen met vissen, die aan alle bovengenoemde voorwaarden voldoen (lit. 9.10). Deze testen dienen het gehele jaar door beschikbaar te zijn, de proefduur dient zo kort mogelijk en de gevoeligheid zo groot mogelijk te zijn.

De laatste jaren is de Amestest, die zich richt op het mutagene effect van in het water aanwezige stoffen, sterk in de belangstelling komen te staan. Voor toepassing van deze test in water is veelal een concentratiestap nodig, zodat de hierbij optredende beperkingen in het oog gehouden dienen te worden. Ten opzichte van de proef met forelleneieren zijn de resultaten echter snel beschikbaar, zodat deze test mogelijk kan dienen ter bepaling van de optimale looptijd van koolfilters. De eerste resultaten op dit gebied zijn zeer hoopgevend, zodat de verdere ontwikkeling en toepassing van de Amestest ten behoeve van de drinkwaterbereiding dringend gewenst is. De betekenis van de resultaten van de Amestest, met name de kwantitatieve interpretatie van de test, is nog niet vastgesteld. Hieraan is grote behoefte, zodat wellicht gebaseerd op deze test een norm voor de looptijd van een koolfilter geformuleerd kan wor-

den zo mogelijk in samenhang met een aantal chemische parameters.

9.5

Aanbevelingen voor verder onderzoek

1. Ontwikkeling en toepassing van mutageniteits- en toxiciteitstesten ten behoeve van de doorslag van mutagene en toxische stoffen. Nagaan van de eventuele relatie met een aantal chemische parameters.
2. Opstellen van normen voor de bepaling van looptijd en contacttijd van koolfilters gebaseerd op de Amestest en eventuele andere testen, zo mogelijk in relatie met enige chemische parameters.

Literatuur

- 9.1 Tardiff, R.G.; Deinzer, M.: Toxicity of organic compounds in drinking water. International Working meeting on Health effects. Relating to the Reuse of Waste Water for Human Consumption Amsterdam, 13-16 jan. 1975.
- 9.2 Poels, C.L.M.; Strik, J.J.T.W.A.: Chronic toxic effects of the water of the river Rhine upon rainbow trout. In: Sublethal effects of toxic chemicals on aquatic animals. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, 1975.
- 9.3 Hullu, E. de: De invloed van Lekwater op eieren en juvenielen van de regenboogforellen Afstudeerverslag R.U. Utrecht, 1976.
- 9.4 Ames, Bn.; Mc Cann, J.; Yamasaki, E.: Methods for detecting carcinogens and mutagens with the Salmonella/mammalian microsome mutagenicity test. Mutations Research, 31, 347-364 (1975).
- 9.5 Meijers, A.P.; Leer, R.Chr. van der; Orlachs, S.H.H.; Gaag, M.A. van der.: Analytisch-chemisch en toxicologisch onderzoek van effecten van actieve kool- en ozoninstallaties. KIWA, SWE 205, dec. 1978.
- 9.6 Noordsij, A.; Beveren, J. van; Brandt, A.: Isolation of organic compounds from water for chemical analysis and toxicological testing. J. Tox. and Environm. Health (inpress), 1982.

- 9.7 Gaag, M.A. van der, Noordsij, A.;
Poels, C.L.M.; Schippers, J.C.: Oriënterend
onderzoek naar het effect van behandelings-
processen met analytisch chemische en geno-
toxicologische meetmethoden. H₂O 15, (1982) p. 539.
- 9.8 Gaag, M.A. van der, Noordsij, A.;
Oranje, J.P.: Presence of mutagens in Dutch
surface water and effect of water treatment
processes for drinking water preparation. In
"Mutagens in our environment". M. Sorsa,
H. Vainio (eds) Alan, R. Liss Inc., New York,
1982.
- 9.9 Commissie Neveneffecten van de chloring:
Overzichtsrapport (in voorbereiding).
- 9.10 Poels, C.L.M.: Ontwikkeling van biologische
methoden om de toxicologische kwaliteit van
water te bepalen H₂O 8 (1979) p. 161.

10 REGENERATIE VAN AKTIEVE KOOL

10.1 Inleiding

Regeneratie van actieve kool kan gedefinieerd worden als de verwijdering van geadsorbeerde stoffen van de kool met als doel de oorspronkelijke adsorptiecapaciteit weer te verkrijgen (lit. 10.1). Regeneratie kan plaatsvinden door chemische, fysische, biologische en thermische processen. Chemische regeneratie van actieve kool (regeneratie met chemicaliën en stoom) wordt door stoffen tot stand gebracht, die in verschillende categoriën zijn onder te verdelen (zie lit. 10.2)

- a. regeneranten met een extraherende werking, bijvoorbeeld furfural, chloroform, trichlooretheen, aceton, isopropanol, n-propylamine, ethanolamine.
- b. regeneranten met een oxyderende werking, bijvoorbeeld natriumhypochloriet, kaliumdichromaat, waterstofperoxyde.
- c. regeneranten die de zuurgraad veranderen, bijvoorbeeld natronloog en de
- d. regenerant stoom

Nadat de kool 1 à 1½ uur intensief met een regenerant in contact is geweest, vindt behandeling plaats met stoom om de resten regenerant uit te spoelen. Voordelen zijn dat de regeneratie in de filters kan plaatsvinden en dat er minimale koolverliezen zijn.

Chemische regeneratie wordt niettemin weinig toegepast bij de drinkwaterbereiding, daar de regeneratie vaak niet volledig is en de verwijdering van de regeneratievloei stof problemen op kan leveren. Door de toepassing van chemicaliën lijkt deze wij-

ze van regenereren meer toepasbaar voor actieve kool die bij de zuivering van industrieel afvalwater gebruikt wordt.

Door de hoge eisen die aan de actieve kool gesteld worden bij de bereiding van drinkwater is ook een eventuele biologische regeneratie minder geschikt. Het oppervlak van de actieve kool bestaat immers uit poriën met afmetingen van circa 2 tot 1000 Å. Vanwege deze kleine afmetingen is het onmogelijk dat micro-organismen in de koolporiën migreren om de geadsorbeerde stoffen te verwijderen. Verdere denkbeelden over biologische koolfiltratie zijn in hoofdstuk 8 vermeld.

Een nieuwe vorm van regeneratie door middel van straling is in ontwikkeling (lit.10.3).

Thermische reaktivatie wordt het meest toegepast. Naast het voordeel dat de oorspronkelijke adsorptiecapaciteit praktisch volledig herkregen wordt, wordt de actieve kool als het ware gesteriliseerd. Hierdoor wordt een hygiënisch betrouwbaar produkt verkregen, hetgeen bij de drinkwaterbereiding van belang is. Daar thermische reaktivatie van actieve kool het meest wordt toegepast, zal het navolgende zich beperken tot deze wijze van regenereren.

10.2 Procesbeschrijving thermische reaktivatie

10.2.1 Theoretische beschrijving van de processen

Bij de thermische reaktivatie moeten de geadsorbeerde stoffen verwijderd worden en moet de kool zoveel mogelijk zijn oorspronkelijke activiteit behouden. Hiertoe worden de volgende behandelingen toegepast (lit. 10.4 en 10.5)

- droging
- verdamping

- pyrolyse
- carbonisatie
- reaktivatie

In bovengenoemde behandelingen vallen de beoogde processen desorptie, ontleding en vergassing gedeeltelijk samen.

Desorptie wordt in het algemeen als een eerste orde reactie beschouwd (zie lit. 10.6): de desorptiesnelheid op tijdstip t is recht evenredig met de op dat moment nog aanwezige hoeveelheid geadsorbeerde stof.

Om te voorkomen dat gedesorbeerde stoffen opnieuw adsorberen aan de kool dienen zij direct afgevoerd te worden. Dit wordt tevens bevorderd door het gebruik van een spoelgas. Met behulp van een proefinstallatie (lit. 10.7) is aangetoond dat de mate van desorptie afhankelijk is van de snelheid van het spoelgas (fig. 10.1).

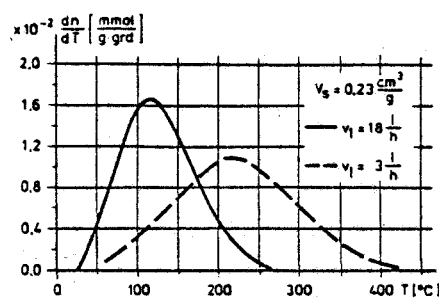


Fig. 10.1 - Desorptie van fenol bij verschillende spoelgassnelheden (lit. 10.1)

Tevens geldt dat hoe hoger de oorspronkelijke belasting aan geadsorbeerde stoffen is des te lager de temperatuur is, waarbij de desorptiesnelheid maximaal is. Dit gedrag is te verklaren uit het feit dat de bindingsenergie tussen de geadsorbeerde stof en kooloppervlak afhankelijk is van de belasting.

Bij een energetisch heterogeen actief koolopper-

vlak worden namelijk eerst kleine adsorptiegedeelten met hoge adsorptiewarmte en later andere adsorptiegedeelten met lage adsorptiewarmte bereikt. Het desorptieproces verloopt overeenkomstig: Bij het afnemen van de hoeveelheid geadsorbeerde stof is meer energie nodig ten behoeve van de desorptie.

Hieruit volgt dat stoffen die sterk geadsorbeerd worden ook bij desorptie een hogere aktiveringsenergie behoeven, hetgeen een hoge temperatuur vergt. Dit geldt ook voor stoffen met een hoger molecuulgewicht.

Stoffen met een hoog molecuulgewicht kunnen ontleiden voordat deze temperatuur bereikt wordt. Dit vindt meestal plaats onder vorming van een koollaagje op het oppervlak van de aktieve kool (carbonisatie). Bovendien zijn katalytische reakties tijdens de thermische reaktivatie denkbaar die tot polymerisatie en condensatie van de geadsorbeerde stof kunnen leiden.

Verkoolde resten en as kunnen zich in de microporiën ophopen en deze afsluiten waardoor vermindering van het kooloppervlak ontstaat en waardoor dus de adsorptie-aktiviteit afneemt.

Door een overmaat aan stoom, zuurstof en kooldioxyde worden de verkoolde resten bij hoge temperatuur vergast, waarbij onder andere koolmonoxyde en waterstofgas gevormd worden.

Deze zogenaamde watergasreaktie moet onder dermate kritische omgevingsvoorwaarden plaatsvinden dat de verkoolde resten afgebroken worden en de oude oppervlaktestructuur van de aktieve kool onbeschadigd blijft.

De reakties die bij een temperatuur van 800 tot 1000 °C optreden zijn (lit. 10.4).

$C + H_2O \rightleftharpoons CO + H_2$ een endotherme reactie,
circa 10 kJ per ton kool.
Evenwichtsconstante $K = 47,8$
bij een temperatuur van
925 °C.

$C + CO_2 \rightleftharpoons 2 CO$ een endotherme reactie,
circa 14 kJ per ton kool.
Evenwichtsconstante $K = 52,5$
bij een temperatuur van
925 °C.

$CO_2 + H_2 \rightleftharpoons CO + H_2O$ een endotherme reactie,
circa 1390 kJ per m³.
Evenwichtsconstante
 $K = 0,73$ bij een temperatuur
van 925 °C.

Vanwege het endotherme karakter kunnen de reacties in de hand gehouden worden, hetgeen niet geldt voor de reactie van kool met zuurstof. Bij afnemende poriëngrootte wordt de vergassing moeilijker zodat in sommige gevallen bij diameters $< 30 \text{ \AA}$ de vergassing onvolledig is.

10.2.2 Beschrijving van de processen in de praktijk

Voor de thermische reaktivatie wordt de kool eerst ontwaterd. Afhankelijk van de toegepaste ontwateringsmethodiek kan een vochtgehalte van 37 tot 55 % verkregen worden.

Ontwaterde kool wordt tijdens de eerste fase van het verhittingsproces gedroogd bij een temperatuur lager dan 100 °C.

Tijdens de pyrolyse neemt de temperatuur van 100 °C tot 800 °C toe. Vluchtige stoffen desorberen tot een temperatuur van circa 300 °C. Vanaf

circa 700 °C worden geadsorbeerde stoffen volledig verkoold (carbonisatie). Dit gaat vergezeld met vorming van gasen en "verkolingsresten" op het oppervlak van de actieve kool.

Het wezen van de aktiveringsstap is het oxyderen van de verkolingsresten zonder de poriënstructuur van de actieve kool en de actieve kool zelf te beschadigen.

Hierdoor vindt een maximaal herstel van de oorspronkelijke eigenschappen van de actieve kool plaats. De temperatuur van het gas tijdens deze fase bedraagt ongeveer 900 à 1000 °C, terwijl de temperatuur van de kool tussen de 800 en 900 °C schommelt.

Er treedt enig verlies op door vergassing van de actieve kool afhankelijk van de zuurstofconcentratie in de regeneratiegassen (lit.10.4).

Rookgas gemengd met stoom en een beperkte hoeveelheid zuurstof maken een optimalisatie van het regeneratieproces mogelijk en vormen ideale omstandigheden waarin de aktivering plaatsvindt. De aktiveringsfase is het belangrijkste onderdeel van de regeneratie met kritische parameters: kooltemperatuur, duur aktivering en stoom-, kooldioxyde- of zuurstofconcentratie in het aktiveringsgasmengsel.

Van belang is dat de meeste geadsorbeerde stoffen tijdens de pyrolyse uit de microporieën verwijderd worden.

De nodige warmte wordt verkregen (bijvoorbeeld) door verbranding van aardgas met lucht, terwijl kooldioxyde en stoom, ontstaan als verbrandingsprodukten, een belangrijke functie bij de aktivering hebben.

De hoeveelheid gevormde stoom is onvoldoende, zodat een extra stoomgenerator (circa 1 kg stoom per kg geregenereerde kool) noodzakelijk is.

De hete gassen boven in de oven bevatten kleine kooldeeltjes en reukstoffen. Daarom wordt in de praktijk meestal naverbranding toegepast.

Indien de toevoer van natte kool eveneens boven in de oven plaatsvindt, worden de meest vluchtige ge-adsorbeerde stoffen verwijderd zonder volledig te zijn geoxydeerd. Zowel de rook als de kooldeeltjes kunnen de lucht sterk verontreinigen.

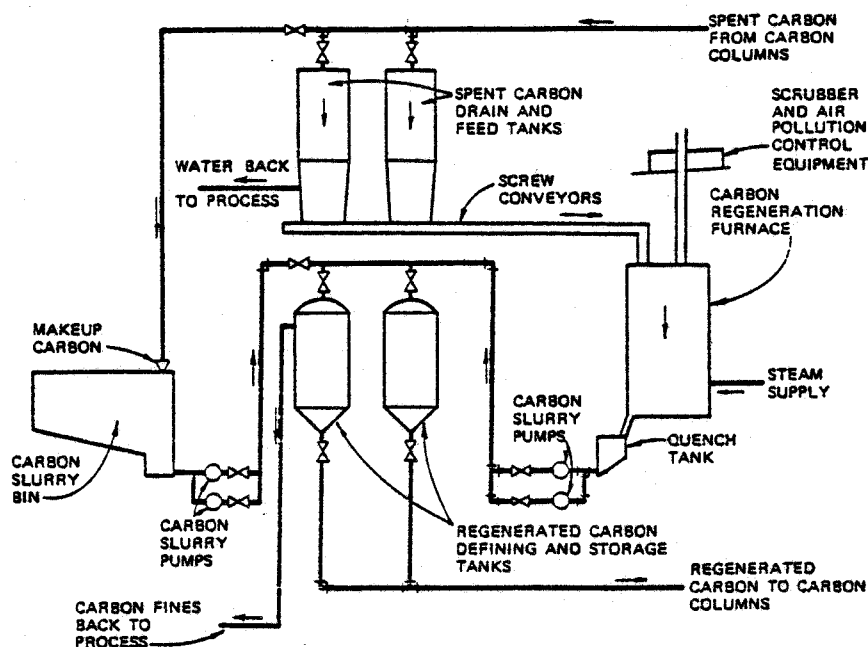
Indien bijvoorbeeld grote hoeveelheden organische chloorverbindingen zijn geadsorbeerd zal in de rookgassen het corrosieve zoutzuurgas ontstaan.

Dit wordt door wassing verwijderd.

10.3 Beschrijving installatie

10.3.1 Korrelkool

Fig. 10.2 laat schematisch een regeneratie-installatie zien.



12049 09 40

Fig. 10.2 - Schema van een regeneratie-installatie
(lit. 10.5)

De beladen kool wordt eerst in silo's ondergebracht waar door middel van drainage ontwatering plaatsvindt. Door middel van een schroeftransporteur wordt de kool naar de oven gebracht.

Om de voeding van kool in de oven zo goed mogelijk te doen verlopen is het noodzakelijk dat de schroeftransporteur uitgerust is met een regelbare aandrijving. De transporteur moet vervaardigd zijn uit corrosie-bestendig materiaal.

Indien geen ontwateringssilo's gebruikt worden kan de nodige ontwatering verkregen worden door een continu draaiende schroeftransporteur. Een rest vochtgehalte van 50 % is hiermee mogelijk.

Ontwatering en droging van de kool kan verregaand verkregen worden door respectievelijk centrifugering en toevoeren van stoom.

Regeneratie van aktieve kool is met drie soorten ovens mogelijk:

- a. draai-ovens
- b. etage-ovens
- c. wervelbedovens.

De draai-oven bestaat in principe uit een roterende buis (fig. 10.3). De te reaktiveren kool wordt aan de ene zijde ingevoerd en aan de andere zijde afgevoerd. Er bevindt zich één brander aan de oven, meestal aan de afvoerzijde. Het nadeel van deze oven is dat de temperatuur moeilijk regelbaar is.

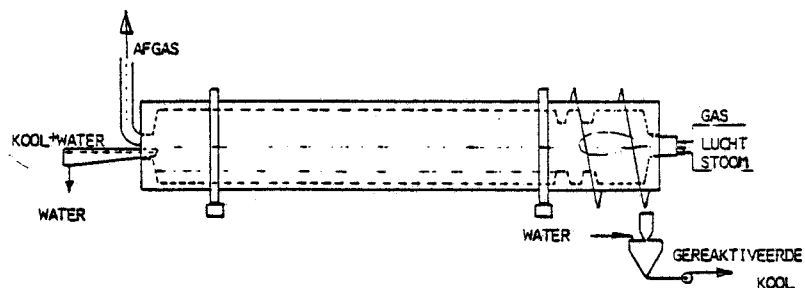


Fig. 10.3 Draaioven

Bij etage-ovens wordt de kool aan de bovenzijde ingevoerd en wordt door roterende armen van de ene etage naar de andere geschoven (fig. 10.4). De branders van de uit zes etages bestaande regeneratie-oven in South Tahoe (lit. 10.5) bevinden zich onder de 4e en 6e etage. Er werd gevonden dat toevoeging van stoom in etage 4 en 6 de meest gelijkmatige verdeling van de temperatuur te zien gaf:

etage 1 (hoogste)	: 980 °C
etage 2	: 540 °C
etage 3	: 700 °C
etage 4	: 915 °C
etage 5	: 870 °C
etage 6	: 915 °C

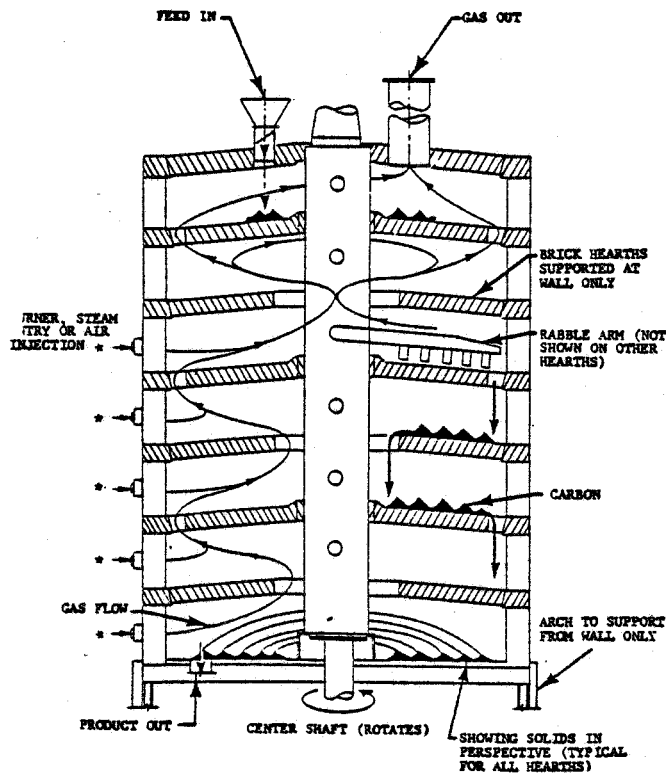


Fig. 10.4 - Etage-oven

Het gasmengsel en de kool passeren elkaar in tegenstroom. Behoudens slip van de roterende armen en enige kortsluitstrooming hebben alle deeltjes een gelijke verblijftijd (circa 30 minuten). Tot een rotatiesnelheid van $5,5 \times 10^{-3}$ omwentelingen per seconde wordt geen significant verschil in reaktivering gevonden (lit. 10.4). Bij een te grote rotatiesnelheid in relatie met de voedingssnelheid wordt de koollaagdikte op een etage tussen de "tanden" van de roerarm te klein om deze geheel te bedekken. Dit kan een bron zijn van extreem koolverlies. De belasting van etage-ovens bedraagt circa 200 kg kool per m² per dag.

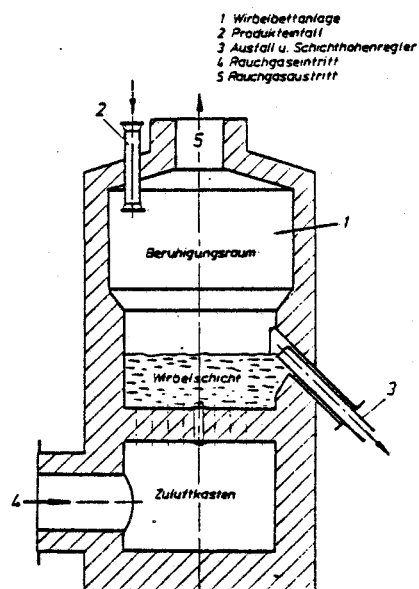


Fig. 10.5 - Wervelbedoven

In een wervelbedoven (zie fig. 10.5) wordt het aardgas in een verbrandingskamer verbrand. De hierbij ontstane verbrandingsgassen worden door toevoeging van water (verstuiving) tot de gewenste temperatuur afgekoeld. Dit drijfgasmengsel passeert een bodem via nozzles, zodanig dat een gelijkmatige verdeling gewaarborgd is, en komt in de eigenlijke ovenruimte. Door de hete gassen wordt de kool zover losgemaakt dat de deeltjes in de oven wervelen. Gelijktijdig vinden warmte- en stofuitwisselingsprocessen plaats die nodig zijn voor het regeneratieproces. Naar boven toe wordt de oven breder. Dit heeft een vermindering van de wervelsnelheid tot gevolg hetgeen enerzijds een stabilisatie van het wervelbed betekent en anderzijds een begrenzing van de desorptie inhoudt. De verblijftijd van de kool is bij constante voeding van de wervelbedhoogte afhankelijk. Door een verstelbare overstort is een variatie van 50 % ten

opzichte van de ontwerpverblijftijd mogelijk.

Bovendien is de verblijftijd door de voedingssnelheid te beïnvloeden.

Voordelen van een wervelbedoven zijn (lit. 10.5):

- eenvoudige oven, geen bewegende delen
- korte aan- en aflooptijden
- eenvoudige bewaking en sturing
- gering koolverlies
- goede werkingsgraad.

Etage-ovens zijn in Amerika veel gebouwd, terwijl de wervelbedoven een recentere Europese ontwikkeling is.

De verschillende fasen bij thermische reaktivatie zijn bij een wervelbedoven minder duidelijk te onderscheiden dan bij een etage-oven. Een optimalisering van bijvoorbeeld de pyrolyse zal bij een etage-oven beter te regelen zijn.

De afgekoelde geregenereerde kool wordt gewassen om het fijne koolgruis te verwijderen en hydraulisch naar de koolfilters of opslagbunker getransporteerd. Het wassen van de kool kan in de koolfilters plaatsvinden door het filter terug te spoelen. Combinatie van wastank en opslagbunker is uiteraard ook mogelijk. Fig. 10.6 geeft schematisch de nabehandeling van de afvalgassen weer (lit. 10.4).

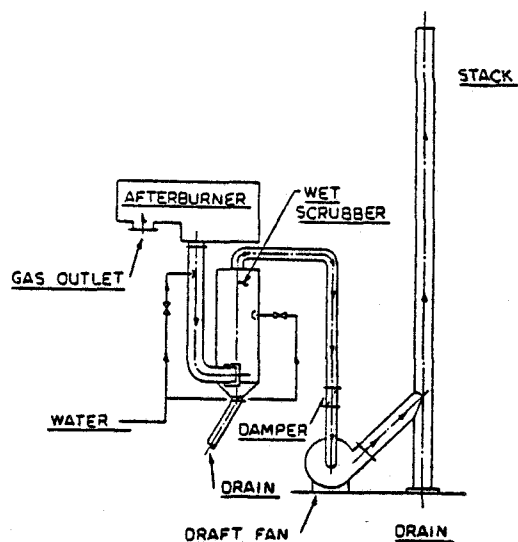


Fig. 10.6 - Nabehandeling van afgassen

Belangrijke onderdelen zijn: nabrander, gaswasser, stoffilter, ventilator en schoorsteen.

De gaswasser verwijdert niet alleen stof dat in de nabrander niet verbrandt, maar koelt de gassen af zodat afvoer geen problemen oplevert.

10.3.2 Poederkool

Bij het AST-proces (Atomized Suspension Technique) komt de te reaktiveren poederkool niet in aanraking met de verbrandingsgassen, maar wordt met behulp van stoom zeer fijn verdeeld en gereactiveerd in een reaktor die van buiten op temperatuur gehouden wordt (lit. 10.8).

In een wervelbedoven (lit. 10.4) wordt de te reaktiveren kool door een gefluïdiseerd bed van inert materiaal geleid. Het inerte materiaal wordt in beweging gehouden door een stroom verbrandingsgas-

sen en fungeert als warmtereservoir. De afgassen, die de kooldeeltjes bevatten worden in een scrubber gewassen, waarbij de gereactiveerde kool als een slurry wordt afgetapt. Dit proces wordt nog niet in de praktijk toegepast.

Voor poederkool gebruikt bij de afvalwaterzuivering wordt wel het natte oxydatieproces van Zimpro toegepast (lit. 10.9). Hierbij wordt het mengsel actief slib en kool, afkomstig uit de nabezinktank, via een warmtewisselaar in een reaktor geleid. Hier vindt selectieve oxydatie plaats bij lage temperaturen (circa 200 - 250 °C).

Het geregenereerde koolmengsel wordt door de eerder genoemde warmtewisselaar afgekoeld en terug in het actief slibproces gebracht.

10.4 Nuttig effect en kosten van de regeneratie

Het nuttig effect van de reaktivatie is de mate waarin de eigenschappen van de geregenereerde kool overeenkomen met die van nieuwe kool. De bepaling van dit nuttig effect is op dit moment niet mogelijk aan de hand van een aantal eenvoudige metingen.

Het gemakkelijkst kan nog de dichtheid van de kool bepaald worden, hetgeen een ruwe beoordeling mogelijk maakt. Een precieze beoordeling vergt echter de uitvoering van een serie adsorptietesten, waarover in hoofdstuk 4 gesproken is.

Voor het maken van de keus regeneratie van actieve kool in eigen beheer of door derden (fabrikant) zijn de volgende factoren van belang (lit. 10.8):

- a. de jaarlijks te regenereren hoeveelheid kool
- b. de afstand klant - regeneratie installatie
- c. transport- en regeneratieverliezen (5-12 %)
- d. energie-verbruik en

e. personeelskosten

Naast deze zuiver economische factoren spelen tevens enige sociale en psychologische aspecten een rol zoals:

- a. de benodigdheid van specialistisch personeel
- b. het niet bedrijfseigen karakter van het reaktivatatieproces.

Als kostenvoorbeeld mogen de volgende cijfers dienen, welke gelden voor de regeneratie-installatie van Stadtwerke Düsseldorf A.G. (lit. 10.11) met een (wervelbed)oven; capaciteit van 6 ton geregenereerde kool per dag (prijspeil 1979).

Aardgasverbruik 75 m ³ /h	f 145 per ton a.k.
Elektriciteitsverbruik	
35 kW	f 15 per ton a.k.
Water ten behoeve van	
transport 14 m ³ /h	f 20 per ton a.k.
Mankracht en onderhoud	f 75 per ton a.k.
Kapitaal rente	<u>f 290</u> per ton a.k.
Regeneratie kosten	f 545 per ton a.k.

Hierbij komen nog de kostenposten b. en c., terwijl de mankrachtkosten wel erg laag genomen zijn. In lit. 10.8 zijn de kostenposten a. en b. nader uitgewerkt.

10.5

Aanbevelingen

Ontwikkeling van testen ter beoordeling van geregenereerde kool zoals een adsorptietest voor het nagaan van de invloed van het regeneratieproces op de adsorptie-eigenschappen van de aktieve kool en testen voor de bedexpansie en bedweerstand. Studie naar de mogelijkheden om de regeneratie bij de waterleidingbedrijven uit te voeren.

Literatuur

- 10.1 Jüntgen, H.: Vorgänge bei der Aktivkohle-Regeneration.
E.B. Institut Karlsruhe Heft 9; Karlsruhe 1975.
- 10.2 Beccari, M.; A.E. Paolini, G. Variati:
Chemical Regeneration of Activated Carbon;
Effluent and Water Treatment.
Journal june 1977.
- 10.3 Brown, Boveri & Cie A.G.: Werkwijze en in-
richting voor het regenereren van aktieve
kool;
Ter inzagelegging 7903952. Octrooiraad
27-11-1979.
- 10.4 Cheremisinoff, P.N.; F. Ellerbusch: Carbon
Adsorption Handbook 1978.
- 10.5 U.S. EPA: Process Design Manual for Carbon
Adsorption October 1973.
- 10.6 Hayward, D.O.; B.M.W. Tropnell:
Chemisorption Butterworths Publ. Londen 1964.
- 10.7 Jüntgen, H.; H. van Heek: Reaktionsabläufe
unter nicht isotherme Bedingungen: Fortschr.
d. chem. Forschg. 13 (1970).
- 10.8 Lier, W.C. van; J. Wenink:
De regeneratie van aktieve kool.
BECEWA 49 (1979) blz. 18-27.
- 10.9 Strack, B.: Durchführung, Probleme und
Wirtschaftlichkeit der Aktivkohle -
Regeneration. E.B. Institut Karlsruhe Heft
9; Karlsruhe 1975.
- 10.10 Meidl J.A., C.L. Brendt: Wastewater
treatment with powdered carbon and wet
oxidation regeneration; La Tribune du
Cebedeau decembre 1978.

10.11 Poggenburg, W.: Reactivation of Activated Carbon.

IWSA Specialised Conference on the use of activated carbon in water treatment, Brussels, May 21st - 22nd - 1979.

11 TOEPASSINGSMOGELIJKHEDEN VOOR POEDERVORMIGE AKTIE-
VE KOOL, CONVENTIONELE EN NIEUWE TECHNIEKEN

11.1 Inleiding

In Nederland wordt bij een aantal waterleidingbedrijven ter verbetering van reuk en smaak en voor verwijdering van schadelijke organische microverontreinigingen zowel poederkool als korrelkool toegepast. De in hoofdstuk 2 vermelde bezwaren van de toepassing van poederkool kunnen mogelijk worden ondervangen door de bestaande processen te optimaliseren en door de toepassing van nieuwe technieken.

11.2 Adsorptie aan in een bassin gedoseerde poederkool.
Invloed van mengenergie en mengtijd.

Bij een aantal waterleidingbedrijven wordt poedervormige aktieve kool gedoseerd voor de verbetering van reuk en smaak. Hierbij wordt de poederkool ofwel in een bassin gedoseerd ofwel vlak voor het coagulatieproces. Bij de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage is gebleken dat de efficiëntie van de verwijdering van de smaak in het bassin niet optimaal is. Bij de Drinkwaterleiding Rotterdam is jaren geleden gebleken dat verhoogde poederkooldosering niet het gewenste effect op de smaakverbetering had. De oorzaak hiervan lijkt gelegen te zijn in de gebrekkige menging van de kool met het water.

Beverloo heeft echter berekend dat additioneel roeren en het toepassen van langere contacttijden bij de dosering van poederkool in bassins weinig zinvol is (lit. 11.1). De resultaten bij de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage lijken hiermee in tegenspraak (lit. 11.2) evenals het door

Meijers uitgevoerde onderzoek, waarbij langere contacttijden, betere roering en hogere kooldoseringen nogal een rol spelen (lit. 11.3).

Ten einde hierin meer duidelijkheid te verkrijgen is door het KIWA zowel op laboratorium- als proeffabriekschaal onderzoek uitgevoerd. Met behulp van het bekerglasproefapparaat werden modelwater en Lekkanaalwater onder verschillende condities geroerd met poederkool.

Op proeffabriekschaal, 2,5 m³/h, werd de invloed van een betere menging van poederkool met Lekkanaalwater onderzocht.

Bij de modelbekerglasproeven werd de concentratie van de modelstof paranitrofenol gevarieerd tussen 2,5 en 10 mg/l, de poederkoolconcentratie tussen 2,5 en 60 mg/l W52 en de G-waarden tussen 20 en 250 s⁻¹.

De adsorptiesnelheid blijkt toe te nemen bij hogere concentraties van poederkool en paranitrofenol en bij hogere G-waarde. Ten einde een goede adsorptie (70-80 %) na een contacttijd van 20 minuten te krijgen, dient de G-waarde minimaal 65 s⁻¹ te bedragen (zie fig. 11.1).

Bij lagere G-waarden treedt bezinking van poederkool op met slechte adsorptie als gevolg.

Bij de proeven met Lekkanaalwater in het bekerglasapparaat werd de kooldosering gevarieerd van 5 tot 40 mg/l SA4g een (relatief grove poederkool) en werden na 20 en 40 minuten en na 24 uur de UV-extinctie, het extraheerbaar organisch chloor-(EOCl)gehalte en de smaak bepaald.

De bekerglasproeven laten zien dat bij lange contacttijden (minstens 1 uur) een goede verwijdering van EOCl (en smaak) mogelijk is, terwijl de afname van de UV-extinctie niet groot is (fig. 11.2).

Door harder roeren blijkt de adsorptie van EOCl in

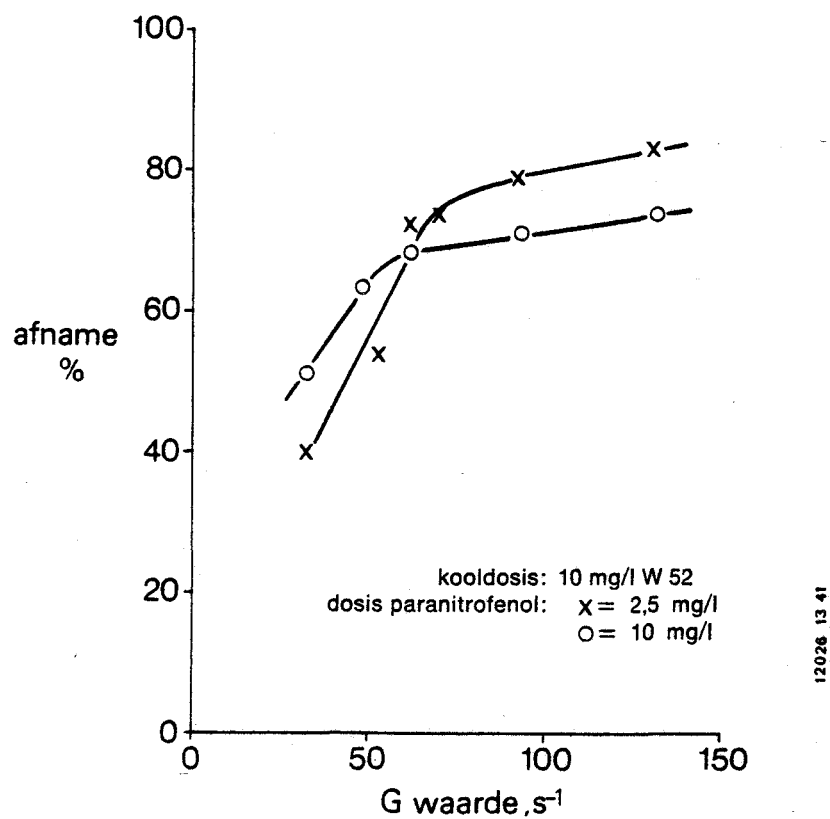


fig. 11.1 De afname van paranitrofenol na een adsorptietijd van 20 minuten als functie van de G-waarde in beker glasapparaat.

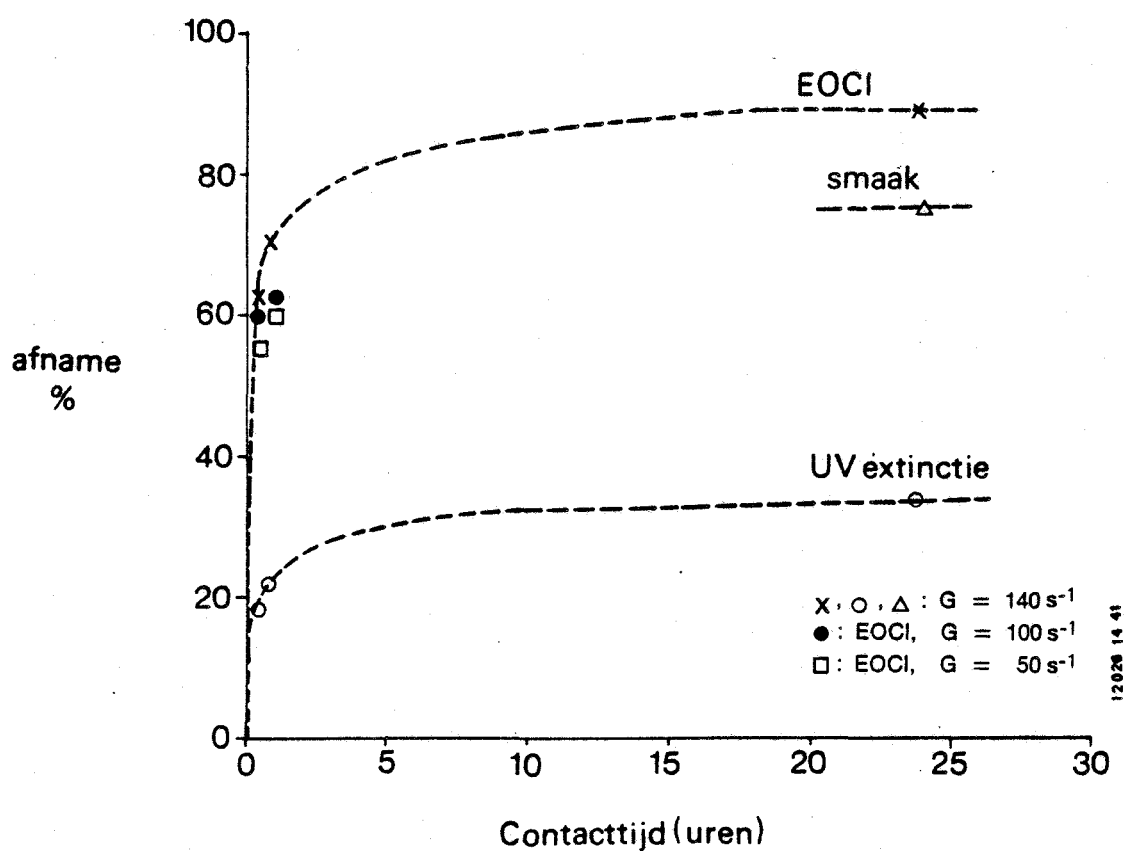


fig.11.2 De afname van enkele parameters als functie van de tijd bij de adsorptie aan 20 mg/l poederkool in beker-glasapparatuur.

geringe mate te verbeteren.

Voorts werden proeven verricht in een proefinstallatie bestaande uit een viertal continu doorstroomde compartimenten, welke gewoonlijk dienst doen voor de vlokvorming tijdens het coagulatieproces, capaciteit 2,5 m³/h. Gemeten is dat bij een G-waarde van 100 s⁻¹ toch nog tot 20 % van de poederkool SA4g in de installatie bezinkt.

In de installatie werd voorbezonden Lekwater geroerd bij doseringen van 10 tot 40 mg/l poederkool. De G-waarde was afwisselend 5 en 140 s⁻¹.

Gebleken is dat bij een hogere G-waarde geen significant grotere afname van de UV-extinctie plaatsvindt. Voor de EOCl lijkt dit in zwakke mate wel zo te zijn. Bij een dosis van 20 mg/l poederkool en een contacttijd van 20 minuten neemt de UV-extinctie met gemiddeld 30 %, de EOCl met bijna 50 % en de smaak met 60 % af.

In onderstaande tabel zijn een aantal resultaten vermeld.

Tabel 11.1 - Enkele resultaten van bekerglasproeven en proeven in de proefinstallatie
G = 100 tot 140 s⁻¹, poederkool SA4g

kooldos mg/l	bekerglasproeven			proefinstallatie	
	afname na 20 min.	40 min	24 uur	afname na 20 min.	40 min.
	UV-extinctie, %				
10	3	10	22	21	-
20	16	18	34	30	37
40	23	27	54	34	-
	EOCL, %				
20	63	70	89	49	69
	smaak, %				
10	-	-	54	60	-
20	-	-	75	60	-
40	-	-	75	50	-

Uit de resultaten van de UV-extinctie blijkt, dat er een groot verschil bestaat tussen de resultaten van de bekerglasproef en in de proefinstallatie. Kennelijk zijn de gevolgen van bezinking bij de bekerglasproef ernstiger. Voor stoffen, die door de EOCl gerepresenteerd worden, levert bezinking in bekerglazen door de verschillende adsorptiesnelheden voor grote en kleine moleculen geen bezwaar op. Dit was eveneens gevonden bij de adsorptieproeven met paranitrofenol, althans bij G-waarden groter dan 65 s^{-1} , zodat de adsorptie van laagmoleculaire verbindingen wel redelijk bestudeerd kan worden in bekerglasproeven.

De te bereiken adsorptie na 24 uur blijkt evenwel voor EOCl en smaak nog aanzienlijk hoger te liggen, zodat gesteld kan worden dat poederkool na 20 minuten verblijftijd nog een behoorlijke adsorptiecapaciteit bezit voor vele organische stoffen. Dit wordt ook bevestigd in de praktijksituatie van de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage. Na een poederkooldosering van 10 mg/l W20 wordt een labirint doorstroomt met een verblijftijd van 23 minuten. Uit berekeningen blijkt, dat de G-waarde 77 s^{-1} bedraagt, hetgeen gezien het voorgaande voor de adsorptie van paranitrofenol, EOCl en smaak een voldoende hoge energie-inbreng kan worden genoemd. Hier is evenwel de verblijftijd te kort, zodat de smaakverwijdering onvoldoende is. In de snelfilters, waar de poederkool wordt afgevangen, treedt een verdere smaakafname op.

De resultaten, welke beschreven staan in lit. 11.4, kunnen als volgt samengevat worden.

De invloed van een beter contact tussen poederkool en water is onderzocht aan de hand van onderzoek op laboratorium- en proeffabriekschaal. Gebleken is dat een zekere mate aan turbulentie noodzake-

lijk is ten einde bezinking van poederkool tegen te gaan. Dit kan afhankelijk zijn van het gebruikte type poederkool. Bij bekerglazen dient $G \ 65 \ s^{-1}$ te zijn.

Volgens Beverloo (lit. 11.1) zou voor de praktijk-situatie een verandering van contacttijd en roer-energie niet relevant zijn. Hierdoor zou geen aanleiding aanwezig zijn voor onderzoek naar de proceskundige aspecten van de poederkooldosering. Op grotere schaal is de invloed van stroomgeleiders voldoende, hetgeen gebleken is bij de proeven in de proefinstallatie van het KIWA te Nieuwegein en de praktijksituatie van de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage te Scheveningen. De contacttijd is dan de belangrijkste factor, daar de evenwichts-situatie zich pas na vele uren instelt. Een goed gebruik van poederkool lijkt dus op te treden, wanneer de verblijftijd in een bassin minstens 1 uur bedraagt en de stroomsnelheid zodanig is, dat geen kool bezinkt.

11.3 Adsorptie aan op een dragermateriaal gehechte poederkool in een filter

Door Haberer en Normann (lit. 11.5 en 11.6) van het waterleidingbedrijf van Wiesbaden in West-Duitsland is een nieuwe versie van het gebruik van poederkool voorgesteld, namelijk hechting van poederkool op een dragermateriaal en filtratie van water over een bed bestaande uit dit materiaal. Hierbij worden de voordelen van het gebruik van poederkool, namelijk lage kostprijs van de kool, gemakkelijke aanpassing van zowel soort als dosering aan de kwaliteit van het ruwe water, gekoppeld aan het voordeel van koolfiltratie namelijk goed gebruik van de adsorptiecapaciteit.

Als verdere voordelen van dit systeem worden door

Haberer genoemd: de mogelijkheid tot automatisering van het proces met behulp van de meting van de UV-extinctie, het vermijden van desorptie van geadsorbeerde verbindingen en het vermijden van biologische groei op de kool. Vooral het vermijden van verdringingseffecten op de kool wordt als een zeer belangrijk voordeel van dit proces gezien. Een nadeel is dat een speciale poederkool vereist is omdat een nauwe zeeffractie gebruikt moet worden en de kool goed moet hechten.

In fig. 11.3 wordt de procesgang weergegeven. Bij de aanvang wordt de poederkool ladingsgewijs in het filter ingebracht. Vervolgens vindt door circulatie van een waterstroom gedurende 10 tot 20 minuten hechting plaats van de kooldeeltjes aan het zeer lichte dragermateriaal. Dit bestaat uit polystyreen bolletjes met een diameter van 1 tot 3 mm en een dichtheid $< 100 \text{ kg/m}^3$. Daarna wordt het filter in bedrijf genomen, totdat een bepaalde doorslag van de UV-extinctie of DOC optreedt. Dit gebeurt na een of enkele dagen, waarna de poederkool door een sterke neerwaarts gerichte waterstroom volledig van het dragermateriaal wordt gespoeld. Hierbij ontstaat een slibstroom, hetgeen als een nadeel van het proces gezien moet worden. Door Haberer en Normann is dit proces op proef-fabrieksschaal onderzocht, hetgeen in hun ogen dermate goede resultaten gaf, dat een installatie van $36.000 \text{ m}^3/\text{d}$ gebouwd is.

Een deel van de proeven is uitgevoerd met een kolom van 2 m hoogte en een diameter van 0,19 m, de bedhoogte bedroeg 1,7 m. Hierbij werd 100 tot 150 g poederkool op het dragermateriaal opgebracht, ofwel 2,1 tot 3,2 g poederkool/l filterinhoud. De filtratiesnelheid bedroeg respectievelijk 5,3 en 14,1 m/h, resulterende in een verblijftijd van respectievelijk 19 en 7,2 minuten (lit. 11.5).

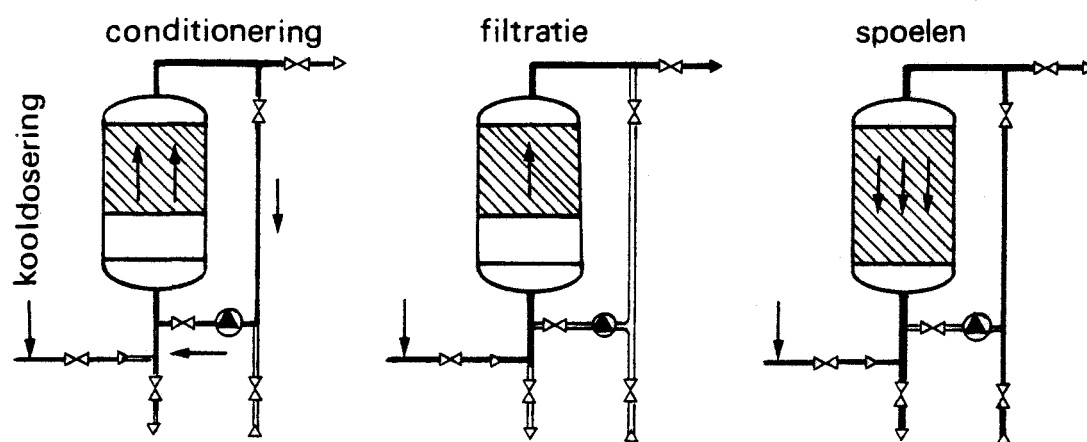


fig.11.3 De drie bedrijfsfasen bij de poederkoolfiltratie.

Enige doorslagkrommen worden in fig. 11.4 weergegeven. In tabel 11.2 zijn enige resultaten gegeven in vergelijking met het bedrijfskoolfilter te Wiesbaden.

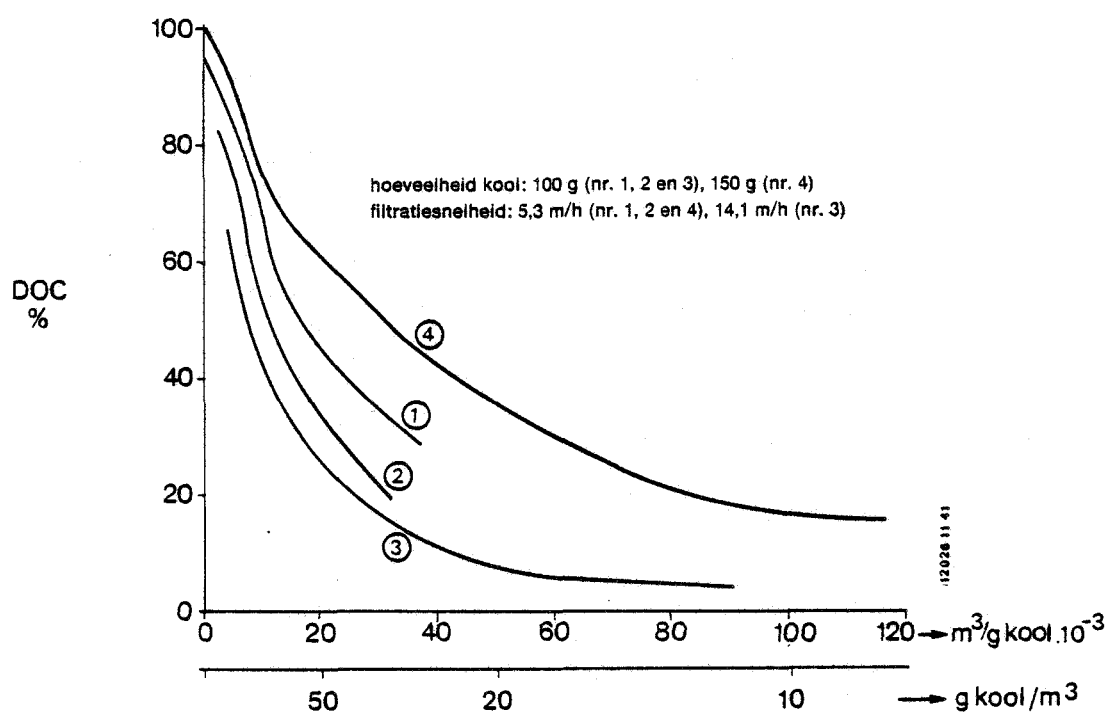


fig.11.4 De afname van de adsorptie van DOC als functie van het doorgestroomde watervolume (Haberer, Normann).

Tabel 11.2 - Resultaat van poederkoolfiltratie volgens
Haberer in vergelijking met korrelkoolfiltratie

	poederkool- filtratie		korrelkool- filtratie
DOC influent, mg/l	2,4	2,4	3,4
filtratiesnelheid, m/h	5,3	14	4,3
verblijftijd, min.	19	7	33
behandeld watervolume, m ³ /kg	89	28	70
verwijderd DOC*, g/kg	91	28	92

* bij einddoorslag van 80 %

De resultaten ten aanzien van de DOC-verwijdering zijn dus vergelijkbaar, waarbij de verblijftijd bij poederkoolfiltratie gunstig afsteekt.

De verwijdering van microverontreinigingen, bepaald met pentaanextractie en gaschromatografie met elektroneninvangdetectie, kan onder bovengenoemde condities redelijk tot goed genoemd worden, terwijl geen verdringingseffecten optreden (lit. 11.5)

Vervolgens is een serie proeven uitgevoerd met 4 filters met een hoogte van 1,2 m en een diameter van 0,6 m. De bedhoogte bedroeg 0,8 m. Bij deze proeven werd onderzoek verricht aan de volgende parameters: diameter dragermateriaal, soort kool, de hoeveelheid ingebrachte kool en de contacttijd (lit. 11.6).

Merkwaardig genoeg bleek de hoeveelheid ingebrachte kool geen significante invloed te hebben op de werking van het proces (zie ook fig. 11.4, waaruit het tegendeel blijkt). De andere parameters echter hadden een grote invloed, zodat een juiste keuze van de diameter van het dragermate-

riaal, de soort kool en de contacttijd van groot belang is (fig. 11.5).

De nu bekende resultaten laten zien, dat hier sprake is van een interessante nieuwe toepassing van poederkool. Het proces lijkt echter tamelijk gecompliceerd, terwijl de kosten onduidelijk zijn. Op zijn minst dienen evenwel de ervaringen te Wiesbaden nauwlettend gevolgd te worden. De flexibiliteit van het proces en het vermijden van verdringingseffecten lijken onderzoek onder Nederlandse omstandigheden zeker te billijken.

11.4 Adsorptie aan gevlokte poederkool in een gefluïdiseerd bed

Als alternatief voor de toepassing van korrelkool kan adsorptie plaatsvinden in een gefluïdiseerd bed van gevlokte aktieve poederkool. Hierbij worden de poederkooldeeltjes met behulp van een polyelektroliet gevlokt tot grotere agglomeraten, waarbij de instelling van een meermalig evenwicht mogelijk is. Bij de Landbouw Hogeschool Wageningen zijn op laboratoriumschaal gunstige ervaringen met dit proces opgedaan (lit. 11.7). Bij het KIWA zijn de eventuele toepassingsmogelijkheden voor de drinkwaterbereiding nader onderzocht. Hierbij is gebleken, dat het proces (nog) niet het stadium had bereikt waarin onderzoek op semitechnische schaal zinvol geacht kan worden. De invloed van diverse parameters op het proces is nog onvoldoende bekend:

- vlokformingscondities
- soort en hoeveelheid poly-elektroliet
- menging
- roerenergie
- stroomverdeling van waterinvoer
- dimensionering van reactor op grote schaal.

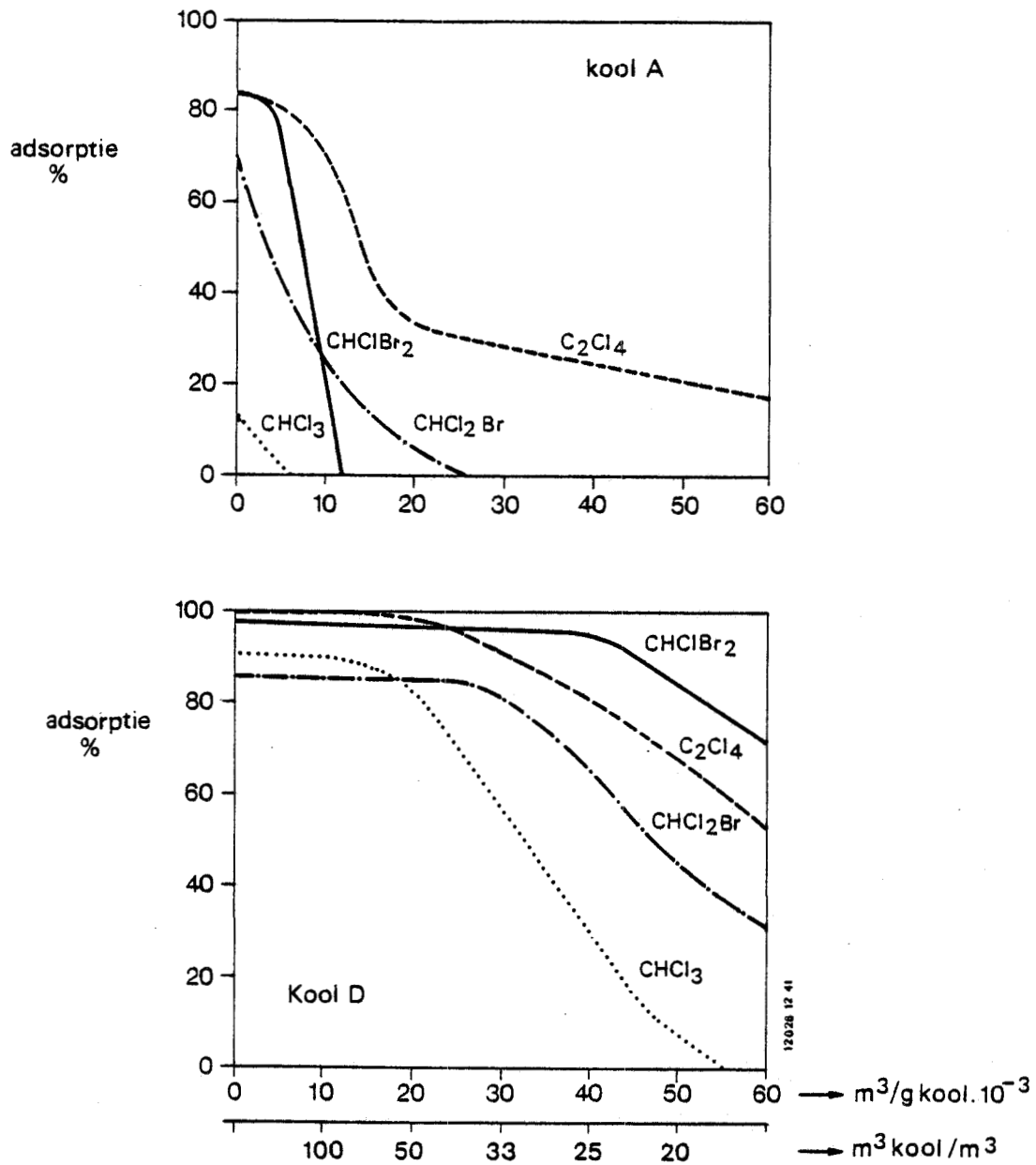


fig.11.5

De afname van de adsorptie van trihalomethanen en tetrachloorethyleen als functie van het doorge-
stroomde watervolume voor twee verschillende
koolsoorten (Haberer, Normann).

Het proces blijkt bovendien een aantal tegenstrijdigheden in zich te hebben. Voor een lange levensduur van het koolbed moeten de vlokken zo sterk mogelijk zijn, en moet zo langzaam mogelijk worden doorstroomd met zo weinig mogelijk roerenergie, om uitspoeling van poederkool te voorkomen. Voor een goede stofoverdracht moeten de vlokken echter voortdurend afgebroken worden en weer aangroeien, terwijl het koolbed uniform moet worden doorstroomd, liefst met een zo hoog mogelijke snelheid, in verband met de economie van het proces. Bij de KIWA-proeven bleek niet aan deze tegenstrijdige eisen te kunnen worden voldaan (lit. 11.8). Op bedrijfsschaal lijken bovendien schaalvergrotingsproblemen en hoge investeringen voor een gecompliceerde installatie een economische toepassing bij de drinkwaterbereiding in de weg te staan, zodat nader onderzoek vooralsnog niet opportuun lijkt.

11.5 Regeneratie van poederkool

Tot voor kort was er weinig aanleiding om poederkool te regenereren, omdat het produkt relatief goedkoop is en de terugwinning vanuit de waterstroom een probleem vormt.

Wanneer het produkt echter op een beter controleerbare wijze toegepast wordt, zoals hiervoor beschreven, komt de mogelijkheid of zelfs noodzaak van regeneratie weer naar voren.

Bij de kostenvergelijking van poeder- en korrelkool zou de mogelijkheid van de regeneratie van poederkool betrokken dienen te worden.

Voor toepassingen buiten de drinkwatersector is de regeneratie van poederkool al wel op gang gekomen, zie hiervoor lit. 11.9. Zie ook hoofdstuk 10.

11.6 Aanbevelingen voor onderzoek

- Onderzoek naar de werking van het Haberer poederkoolfiltratieproces onder Nederlandse omstandigheden.
- Onderzoek naar de mogelijkheden voor regeneratie van poederkool.

Literatuur

- 11.1 Beverloo, W.A. Proceskundige aspecten van de poederkooldosering in drinkwater, Memorandum Sectie Proceskunde (12/75), Wageningen. september 1975 (RAK 75-27)
- 11.2 Puffelen, J. van, De verwijdering van smaakstoffen uit water door middel van actieve kool H₂O 5 (1972) p 504-509
- 11.3 Meijers, A.P. Onderzoek naar organische stoffen in rivierwater en drinkwater. Dissertatie Delft 1970, p 24 en 53.
- 11.4 Meijers, A.P., Leer, R.Chr. van der, Ouden, O. van den, Martens, J.A.J. Adsorptie aan in een bassin gedoseerde poederkool. Invloed van mengenergie en mengtijd SWE-255, KIWA mei 1980
- 11.5 Haberer, K., Normann, S. Entwicklung eines Kurztakt-Filtrationsverfahrens zum Einsatz von Pulverkohle in die Wasseraufbereitung. GWF 118(1977) p 323-326.
- 11.6 Haberer, K., Normann, S. Untersuchungen zu einer neuartigen Pulverkohlefiltrationstechnik für die Wasseraufbereitung. Vom Wasser 1979, p. 331-343
- 11.7 Lettinga, G., Beverloo, W.A., Lier, W.C. van "The use of flocculated powdered activated carbon in water treatment". International conference in advanced treatment and reclamation of wastewater, S 131, 1977, South Africa.

11.8 Leer, R.Chr. van der, Adsorptie aan gevlokte poederkool in een gefluïdiseerd bed. KIWA, SWE 200, juni 1978.

11.9 Lier, W.C. van, Wenink, J. De regeneratie van actieve kool. Becewa 49 (1979) p. 18-27.

12 IONENWISSELAARS EN ALTERNATIEVE ADSORPTIEMIDDELEN
IN VERGELIJKING MET AKTIEVE KOOL

12.1 Inleiding

In hoofdstuk 2 zijn de algemene doelstellingen voor het gebruik van aktieve kool vermeld. In die gevallen waar de verwijdering van specifieke stoffen (zoals precursors, trihalomethanen en trichlooretheen) onvoldoende of duur is kan het gebruik van alternatieve adsorptiemiddelen overwogen worden. Daarom zal in de volgende paragrafen de op dit moment beschikbare kennis worden weergegeven op het gebied van:

- a. verwijdering van humuszuren en ligninesulfonzuren door niet-ionogene, zwak basische en sterk basische ionenwisselaars. Tevens zal enige aandacht worden geschonken aan de regeneratie en de kostprijs;
- b. verwijdering van gechloreerde koolwaterstoffen door onder andere koolstofhoudende adsorptiemiddelen, zoals XE 340;
- c. verwijdering van humusstoffen en ligninesulfonzuren door aluminiumoxyde, diatomeeënaarde en silica.

Tenslotte zullen enige aanbevelingen worden gegeven voor verder onderzoek aan alternatieve adsorptiemiddelen.

12.2 Het gebruik van ionenwisselaars

12.2.1 Inleiding

Het gebruik van ionenwisselaars komt in aanmerking voor de verwijdering van vele organische stoffen uit water zoals fenolen, detergenten, vetzuren, ligninesulfonzuren en humuszuren. Paleos (lit.

12.1) behandelt de verwijdering van chloor- en nitrogesubstitueerde fenolen door XAD-harsen, Seidl (lit. 12.2) geeft de verwijdering van fenol door sterk basische wisselaars. Ook vermeldt Seidl de verwijdering van natriumdodecylsulfaat door anionenwisselaars. Paleos geeft tevens de verwijdering van vetzuren door XAD-harsen. Chriswell (lit. 12.3) vergelijkt de isolerende werking van XAD-2 en een koolsoort Filtrasorb 300. Voor zeer vele verbindingen (aromaten, fenolen enz.) vindt hij betere rendementen voor de XAD-hars. Hij trekt hieruit echter geen conclusies voor het gebruik bij drinkwaterbereiding.

In paragraaf 12.2.2 en 12.2.3 zal nader ingegaan worden op de verwijdering van ligninesulfonzuren en humuszuren door ionenwisseling omdat voor de afvangst van deze stoffen het gebruik van ionenwisselaars een goed alternatief kan bieden. De afname van de humuszuur- en ligninesulfonzuurconcentratie kan vastgelegd worden door de afname van kleur, UV-extinctie of TOC te bepalen. De laatste jaren is tevens aandacht geschonken aan de verwijdering van precursors voor trihalomethanen door de bepaling van de potentie aan trihalomethanen (THMFP). Waar mogelijk zal de werking van de ionenwisselaars vergeleken worden met de werking van actieve kool waarbij tevens de regeneratie en de kosten betrokken zullen worden.

12.2.2 Verwijdering van ligninesulfonzuren

De verwijdering van ligninesulfonzuren is beschreven door Seidl (lit. 12.2). Hij bepaalt de opnamecapaciteit en de regeneratierendementen van 12 macroporeuze basische ionenwisselaars. De sterk basische wisselaars geven de beste ligninesulfonzuuropname. Een goede regeneratie met 5 % NaOH

wordt alleen bij zwak basische wisselaars verkregen. De regeneratie is te verbeteren door te werken met mengsels van NaCl en NaOH.

Ook Martinola en Siegers (lit. 12.4) hebben de opname van ligninesulfonzuren door ionenwisselaars bestudeerd.

In hun onderzoek worden de beste resultaten verkregen met zwak basische wisselaars, direct gevolgd door sterk basische ionenwisselaars.

Niet-ionogene wisselaars geven zeer slechte resultaten.

12.2.3 Verlaging van TOC-gehalte en uv-extinctie

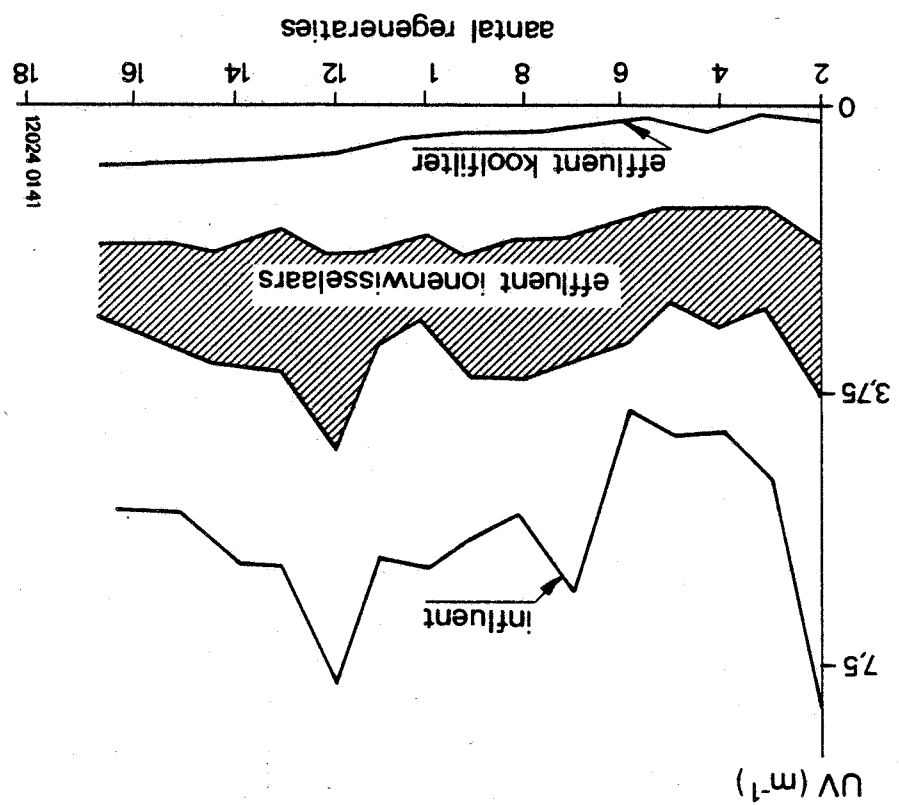
Gauntlett (lit. 12.5) bestudeert de verwijdering van organische stoffen door verschillende typen ionenwisselaars aan de hand van de afname van UV-extinctie en TOC. Hij vergelijkt de werking van de wisselaars met die van verse actieve kool. Een voorbeeld voor de afname van UV-extinctie is weergegeven in fig. 12.1.

Uit zijn metingen trekt Gauntlett de volgende conclusies:

- actieve kool verwijdt organische stoffen beter dan ionenwisselaars;
- sterk basische ionenwisselaars zijn de meest effectieve wisselaars voor organische stofverwijdering;
- bij zwak basische ionenwisselaars komt zowel een goede als een slechte verwijdering voor, niet-ionogene wisselaars hebben in het algemeen een zeer matige afvangst;
- bestemming van gebruikte regeneratievloeistoffen kan grote problemen en kosten opleveren.

Om al deze redenen beschouwt Gauntlett ionenwisseling als een ongeschikt proces voor de drinkwaterbereiding.

Fig. 12.1: De afname van de UV-extinctie door ionenwisseling en koolfiltratie (volgens Gauntlett).



Anderson en Maier (lit. 12.6 en 12.7) komen echter tot geheel andere conclusies. Uit hun onderzoeken concluderen zij dat door sterk basische ionenwisselaars het TOC-gehalte tot onder de detectielimiet teruggebracht kan worden zolang de wisselaar in de chloride- of bicarbonaatvorm is. Bij omzetting van de ionenwisselaar in de sulfaatvorm begint TOC-doorslag op te treden. In een kostprijsberekening geven ze aan dat de kosten voor ionenwisseling (4 ct/m³) gunstig afsteken bij die voor actieve koolfiltratie (6 ct/m³), gebaseerd op het prijspeil van 1976.

Kölle (lit. 12.8) heeft veel onderzoek gedaan over het gebruik van sterk basische ionenwisselaars. Vanaf 1978 past Kölle (lit. 12.9) deze ionenwisseling in Hannover in de praktijk toe. Hij werkt met 4 filters met elk 12,5 m³ hars en een debiet van 2500 m³/h. Na 4 dagen worden de kolommen geregeneerd met twee bedvolumina 10 % NaCl en 2 % NaOH. De regeneratievloeistof wordt 7x gebruikt. Onder deze procescondities verwijdert hij gemiddeld 50 % van het TOC-gehalte.

12.2.4 Verwijdering van precursors

Rook en Evans (lit. 12.10) bestuderen de verwijdering van precursors voor chloroform en trihalomethanen door zwak basische ionenwisselaars. Bij looptijden van 1000-1800 bedvolumina per cyclus vinden zij een afname van precursors voor CHCl₃ van 75 %. De THMFP neemt af met 60 %. Deze resultaten worden in belangrijke mate bepaald door de analysemethode. Afnames van KMnO₄-getal, UV-extinctie en TOC blijken duidelijk lager te liggen. Rook en Evans regenereren de wisselaars met 4 % HCl en 4 % Ca(OH)₂. Deze methode heeft als voordeel ten opzichte van de normale regeneratie met NaOH en NaCl dat het chemicaliën-verbruik

duidelijk lager is en dat ook het volume aan regeneratievloeistof kleiner is.

In het kader van het onderzoek naar de problematiek van de haloformen is door het KIWA onderzoek verricht naar de verwijdering van precursors voor trihalomethanen door ionenwisseling en koolfiltratie (lit. 12.11).

In eerste instantie is in ladingsgewijze experimenten de TOC- en UV-afname bestudeerd van vijf sterk basische, drie zwak basische en drie niet-ionogene wisselaars. De sterk basische ionenwisselaars blijken hierbij veruit de beste resultaten te geven, de zwak basische wisselaars hebben een duidelijk mindere werking terwijl de niet-ionogene wisselaars nauwelijks een afname in UV en TOC te zien geven. Daarna zijn in continue experimenten op laboratoriumschaal vijf sterk basische ionenwisselaars en een zwak basische vergeleken met twee aktieve koolsoorten voor de afname van UV-extinctie, TOC en THMFP. De resultaten voor de beste sterk basische wisselaar, voor de beste zwak basische wisselaar en voor de beste koolsoort zijn gegeven in fig. 12.2.

Gedurende de gehele periode blijkt de zwak basische wisselaar de slechtste resultaten te geven. Initieel geeft koolfiltratie de beste resultaten maar na 2000 bedvolumina geeft de sterk basische wisselaar de hoogste verwijdering.

Tenslotte zijn op proeffabriekschaal de TOC en THMFP-verwijdering door de uit het onderzoek als de beste naar voren gekomen ionenwisselaar en koolsoort onderzocht. De resultaten voor THMFP-verwijdering zijn gegeven in fig. 12.3.

Gedurende de gehele looptijd geeft koolfiltratie de beste resultaten voor THMFP-verwijdering.

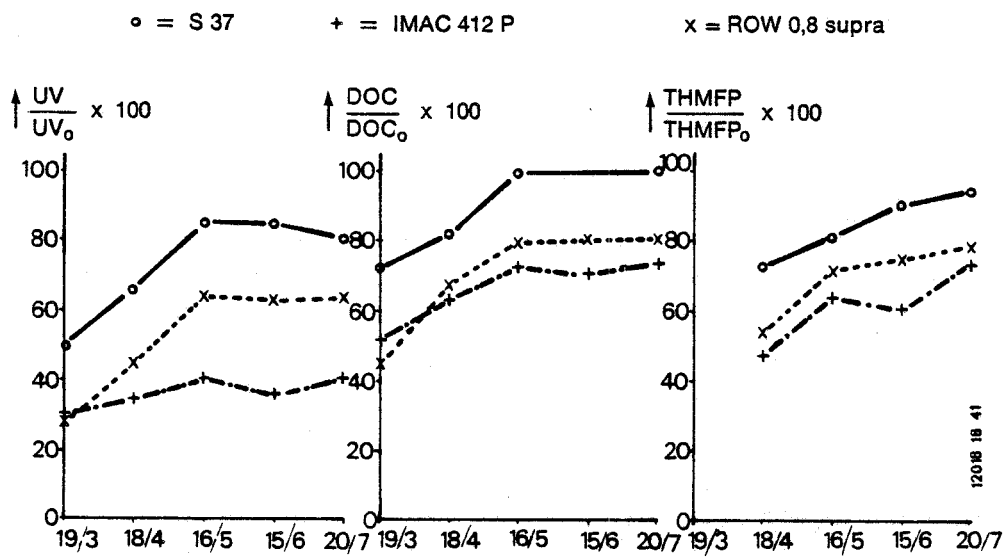


Fig. 12.2: Invloed van ionenwisseling en koolfiltratie op UV-extinctie, DOC en THMFP van Lekkanaalwater (onderzoek KIWA).

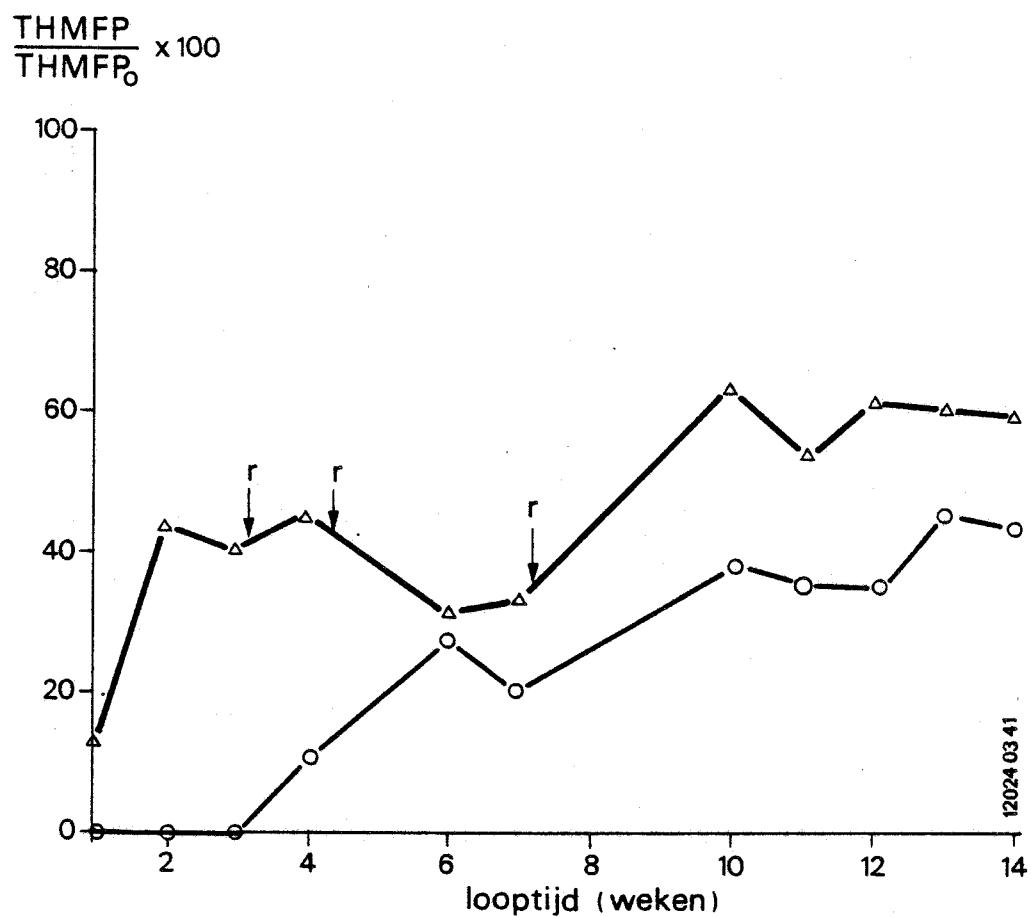


Fig. 12.3: De verwijdering van THMFP door ionenwisseling (—△—) en actieve koolfiltratie(—○—). (onderzoek KIWA).
r = regeneratie ionenwisselaar.

12.5 Kostprijsberekening

Tenslotte is voor de ionenwisseling een kostprijsberekening gemaakt voor de ionenwisseling in 9 kolommen met elk 15 m³ hars en een debiet van 200 m³/h (13 bedvolumina/ uur). Na 2000 bedvolumina wordt geregenereerd met 200 g NaCl/l hars (is 3 ton per regeneratie). De kosten per m³ water komen dan op 6 ct (prijsspeil 1979) waarbij geen rekening is gehouden met de verwerking van de brijn. Een analoge berekening is gemaakt voor de door Kölle in Hannover toegepaste procescondities.

Onder deze condities (50 bedvolumina/uur), regeneratie na 4800 bedvolumina en 7x gebruik van dezelfde regeneratievloeistof) zijn de kosten per m³ water 1 ct (prijsspeil 1979). Bij beide kostprijsberekeningen is uitgegaan van een TOC-gehalte in het influent van 3,0 mg/l en een verwijderingspercentage van 50 %. De kosten voor ionenwisseling lijken concurrerend met actieve koolfiltratie te zijn. Ze lopen echter nogal uiteen vanwege de sterk wisselende bedrijfsomstandigheden. Ook is nog geen rekening gehouden met de verwerking en afzet van de regeneratievloeistof, hetgeen mogelijk problemen kan opleveren voor toepassing.

12.3 Het gebruik van alternatieve adsorptiemiddelen

12.3.1 Koolstofhoudende adsorptiemiddelen

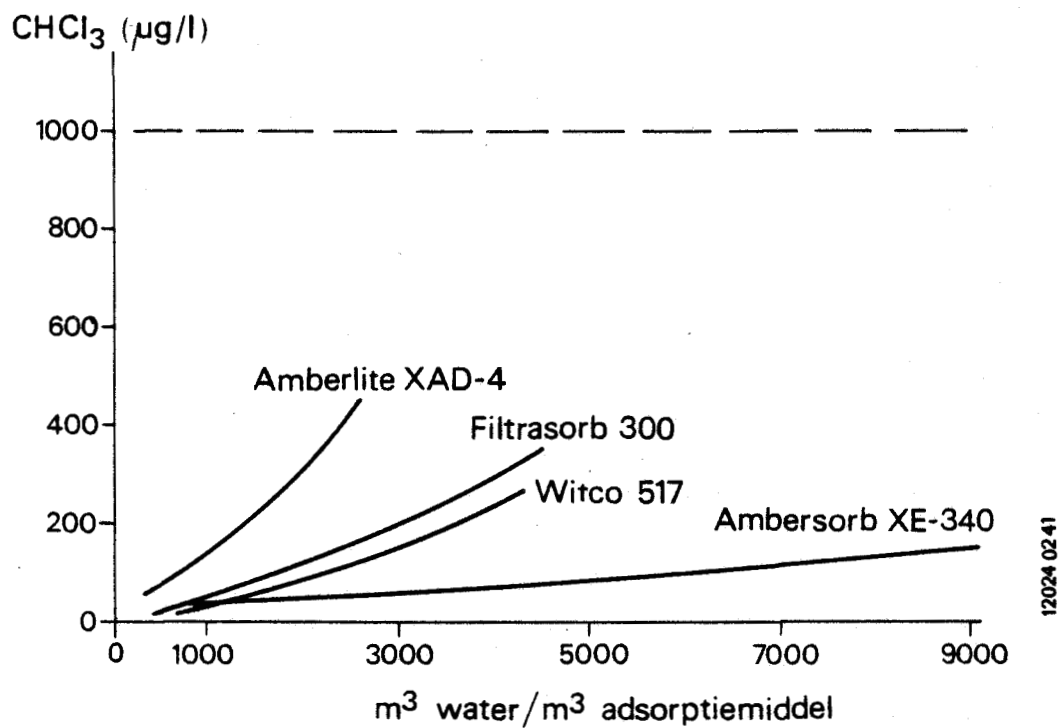
In 1976 zijn een aantal adsorptiemiddelen geïntroduceerd die qua samenstelling het midden houden tussen actieve kool en polymere adsorptiemiddelen (lit. 12.12). Het materiaal wordt geleverd als harde ronde bolletjes en de eigenschappen zijn afhankelijk van de kool/polymeer-verhouding. Er

worden drie soorten op de markt gebracht met de volgende eigenschappen:

- Ambersorb XE-340 voor de verwijdering van apolaire en gechloreerde organische stoffen uit water. Het middel is geschikt voor de verwijdering van chloroform, pesticiden, chloorethylether en tetrachloorkoolstof. Regeneratie kan plaatsvinden met stoom of met organische oplosmiddelen;
- Ambersorb XE-347 voor de verwijdering van aromaten uit de gasfase. Ook uit water kunnen verwijderingen geëffectueerd worden onder andere van xyleen, cumeen, chlooretheen, aceton en ethanol;
- Ambersorb XE-348 lijkt qua eigenschappen het meest op actieve kool. Het is zeer geschikt voor de verwijdering uit water van aromaten en fenolen. Regeneratie is mogelijk met stoom en met organische oplosmiddelen.

Gezien de huidige problematiek van de neveneffecten van de chloring en de steeds vaker gesignaleerde grondwaterverontreiniging met bijvoorbeeld trichlooretheen is vooral het gebruik van XE-340 voor de THM-verwijdering interessant. De literatuur vermeldt doorbraakkrommen van CHCl_3 bij gebruik van XAD4, XE-340 en twee koolsoorten. De resultaten zijn vermeld in fig. 12.4.

In meerdere Amerikaanse onderzoeken is de laatste tijd van Ambersorb XE-340 gebruik gemaakt. Symons (lit. 12.13) beschrijft het gebruik van XE-340 voor de verwijdering van THM. Bij water-soorten met een TOC-gehalte lager dan ongeveer 1 mg C/l treedt bij een verblijftijd van 5-9 minuten minder dan 10 % doorslag op gedurende zeer lange looptijden van de filters. Bij hogere TOC-gehalten treedt sneller doorslag op (CHCl_3 slaat voor 10 % door na 21 dagen, CHBrCl_2 na 42 dagen). Precursors voor THM worden zeer slecht door XE-340



12.4: De doorbraakkrommen van CHCl_3 bij het gebruik van XAD-4, Filtrasorb 300, Witco 517 en Ambersorb XE-340.

verwijderd. Symons geeft hiervoor het gebruik van sterk basische ionenwisselaars in overweging. Bij een sterke daling van de THM-concentratie in het influent treedt bij gebruik van XE-340 wel elutie van vooral gechlloreerde THM op.

Love (lit. 12.14) heeft de verwijdering van trichlooretheen (TCE) uit water door XE-340 bestudeerd. Bij een verblijftijd van 5 minuten treedt er na een doorstroming met 50.000 bedvolumina nog geen enkele doorbraak op. De TCE-verwijdering is slechter voor water met een hoog TOC-gehalte. Regeneratie zal de eerste vijf keer plaatsvinden met stoom, de zesde keer wordt gedacht aan ethanol.

12.3.2 Poreuze polymeren op polystyreenbasis

De laatste tijd worden door verschillende maatschappijen poreuze polymeren op de markt gebracht voor de verwijdering van gechlloreerde koolwaterstoffen. Enige voorbeelden zijn Syn 46 en Syn 72, Polysorb en Lyposorb. Over de efficiëntie en de economische haalbaarheid van deze middelen zijn echter nog geen gegevens bekend.

12.4 Het gebruik van aluminiumoxyde, diatomeeënaarde en silica

Veel werk op het gebied van de adsorptie aan aluminiumoxyde is verricht door Donnert en Eberle (lit. 12.15). Zij beschrijven de adsorptie van ligninesulfonzuren aan zuur, neutraal en basisch Al_2O_3 . De beste verwijdering wordt gevonden met de zure Al_2O_3 . Eberle, Stöber en Donnert (lit. 12.16) geven de afhankelijkheid van de adsorbeerbaarheid als functie van de functionele groepen. Neutrale en fenolische verbindingen wor-

den slecht verwijderd. Een goede verwijdering treedt op voor de sulfonzuren en carbonzuren. Bij laagmoleculaire stoffen neemt de adsorptie toe bij stijgende molecuulgrootte. Deze tendens zet zich echter niet voort bij hoogmoleculaire ligninesulfon- en humuszuren. De adsorptie is een functie van de pH. Boven pH = 9 treedt nauwelijks enige adsorptie op; de beste verwijdering treedt op bij een pH van 4-6.

Experimenten op proeffabrieksschaal hebben aangetoond dat voor humushoudend water een zeer aanzienlijke TOC-verlaging te verkrijgen is door een gecombineerde toepassing van Al_2O_3 en actieve kool.

Diatomeeënaarde wordt veelal toegepast als filtermateriaal.

Vostrcil (lit. 8.17) heeft de verwijdering van organische stoffen door diatomeeënaarde en actieve kool vergeleken. Diatomeeënaarde verwijdert circa 50 % van de organische stoffen weergegeven als het KMnO_4 -getal terwijl actieve koolfiltratie 90 % verwijdert. Beide middelen geven een goede afname van detergenten en fenolen te zien.

Tenslotte zijn enige gegevens bekend over adsorptie aan silica. Tadros (lit. 12.18) heeft de adsorptie aan silica van cetyltrimethylammoniumbromide, natriumdodecylbenzeensulfonaat en polyvinylalcohol onderzocht. De adsorptie is een functie van de pH.

12.5

Discussie

In de voorgaande paragrafen is het gebruik beschreven van enige adsorptiemiddelen die als alternatief zouden kunnen dienen voor actieve kool.

Over de verwijdering van humuszuren door ionenwisseling zijn weinig eenduidige gegevens voorhanden. Wel is duidelijk dat niet-ionogene ionenwisselaars een slechte verwijdering van humuszuren geven. Voor zwak basische ionenwisselaars zijn zowel goede als slechte verwijderingen beschreven.

Voor sterk basische ionenwisselaars wordt meestal een redelijke humusverwijdering vermeld. Daarbij komen verschillende auteurs echter tot tegengestelde conclusies bij de vergelijking van ionenwisselaars met actieve kool.

Qua kosten lijkt ionenwisseling concurrerend te zijn met actieve koolfiltratie, doch de regeneratie en de afzetmogelijkheden van de brijn kunnen sterk kostenverhogend werken. Wellicht biedt de regeneratie met HCl en Ca(OH)_2 hier interessante mogelijkheden.

Wat betreft de koolstofhoudende adsorptiemiddelen biedt Ambersorb XE-340 zeer interessante perspectieven voor de verwijdering van THM en TCE uit water met een laag TOC-gehalte. Interessant is tevens dat de regeneratie veelal met stoom plaats kan vinden.

Voor andere middelen lijken vooralsnog geen toepassingsmogelijkheden voorhanden. Wellicht biedt humuszuurverwijdering door Al_2O_3 enige perspectieven.

12.6

Aanbevelingen voor verder onderzoek

Indien een breed scala van organische stoffen verwijderd moet worden, voldoet in het algemeen actieve kool het beste. Voor sommige specifieke problemen komt het gebruik van alternatieve middelen in aanmerking.

Punten van nader onderzoek kunnen hierbij zijn:

- a. Adsorptie aan Ambersorb XE-340:
 - onderzoek naar de verwijdering van trihalometanen;
 - onderzoek naar de verwijdering van trichlooretheen;
 - onderzoek naar de regeneratie van XE-340 met stoom.
 - onderzoek naar de invloed van het TOC-gehalte op het verwijderingseffect voor genoemde stoffen.
- b. Tevens kan de toepassing van poreuze polymeren zoals Syn 46 en 72, Polysorb, Liposorb nader worden onderzocht.
- c. Ionenwisseling:
 - onderzoek naar de regeneratie van ionenwisselaars met HCl en $\text{Ca}(\text{OH})_2$;
 - onderzoek naar de afzetmogelijkheden van de brijn;

Literatuur

- 12.1 Paleos, J.: Adsorption from aqueous and nonaqueous solutions on hydrophobic and hydrophilic high surface-area copolymers. J. Coll & Int. Sc 31, 7-18 (1969).
- 12.2 Seidl, J.: Removal of organic substances from industrial and drinking waters by adsorption resins.
Ion-exchange Process Ind. Pap. Conf. 1969, 391-400.
- 12.3 Chriswell, C.D.; Ericson, R.L.; Junk, G.A.; Lee, K.W.; Fritz, J.S.; Svec, H.J.: Comparison of Macroreticular Resin and Activated Carbon as Sorbents JAWWA 69, 669-674(1977).
- 12.4 Martinola, F.; Siegers, G.: Innere Oberfläche und Adsorptions-verhalten makroporöser Ionenaustaucher.
VGB Kraftwerkstechnik 55, 40-47 (1975).
- 12.5 Gauntlett, R.B.: A comparison between ion-exchange resins and activated carbon for the removal of organics from water.
WRC Technical report TR-10, April 1975, Stevenage.
- 12.6 Anderson, C.T.; Maier, W.J.: The Removal of Organic Matter from Water Supplies by Ion Exchange.
WRRC Bulletin 91, February 1977, Minneapolis.
- 12.7 Anderson, C.T.; Maier, W.J.: Trace Orga-

nics Removal by Anion Exchange Resins.

JAWWA 71, 278-283 (1979)

- 12.8 Kölle, W.: Anwendung makroporöser Ionen-
austauscher in der Trinkwasseraufbereitung.
Veröffentlichungen des Bereichs und des
Lehrstuhls für Wasserchemie. Heft 9, blz.
345-353 (1975), Karlsruhe.
- 12.9 Kölle, W.: Humic Acid Removal with Macro-
reticular Ion Exchange Resins at Hannover.
NATO, CCMS Congres on Adsorption Techniques,
April/May 1979 Washington D.C.
- 12.10 Rook, J.J.; Evans, S.: Removal of Trihalome-
thane Precursors from Surface Waters using
Weak Base Resins.
JAWWA 71, 520-524 (1979).
- 12.11 Kruithof, J.C. en van Paassen, J.A.M.: De
verwijdering van precursors voor trihalome-
thanen door ionenwisseling en koolfiltratie.
KIWA-speurwerkrapport SWE 322.
- 12.12 Rohm and Haas Company: Ambersorb Carbona-
ceous Adsorbents.
Technical notes blz 1-20, August 1977,
Philadelphia.
- 12.13 Symons, J.M.: Practical Applications of Ad-
sorption Techniques in Drinking Water.
NATO, CCMS congres on Adsorption Techniques,
April/May 1979 Washington DC.
- 12.14 Love, O.T.: persoonlijke mededeling.

- 12.15 Donnert, D.; Eberle, S.H.: Untersuchungen
über die Adsorption van Ligninsulfonsäure an
Aluminiumoxid.
Kernforschungszentrum Karlsruhe, Wasser- und
Abwasserchemische Untersuchungen
110-119(1972/1973), Karlsruhe.
- 12.16 Eberle, S.H.; Stöber, H.; Donnert, D.:
Versuche über die Adsorptionseigenschaften
von Aluminiumoxid und seine Anwendung zur
Reinigung eines Huminstoffhaltigen
Grundwassers.
Veröffentlichungen des Bereichs und des
Lehrstuhls für Wasserchemie.
Heft 9, blz. 325-344 (1975), Karlsruhe.
- 12.17 Vostrcil, J.: Die Entwicklung, Theorie und
Anwendung der Anschwemmfiltration bei der
Wasseraufbereitung.
Vom Wasser 38, 269-317 (1971).
- 12.18 Tadros, Th.F.: Adsorption of polymer-
surfactant complexes on silica.
J. Coll. & Int. Sc. 46, 528-539 (1974).

EVALUATIE

In de voorgaande hoofdstukken is uitgebreid ingegaan op de beschikbare informatie betreffende de stand van zaken bij de toepassing van actieve kool voor de drinkwaterbereiding in Nederland. In deze evaluatie zal nogmaals op alle belangrijke punten uit de hoofdstukken worden gewezen en zal worden gesignaleerd op welke punten aanvulling van de beschikbare kennis noodzakelijk is.

- Het belang van actieve kool

Voordat tot het gebruik van actieve kool wordt overgegaan, dient een duidelijk beeld verkregen te worden over de voor- en nadelen van actieve kool in het licht van de doelstelling van het gebruik. Hierbij is tevens de plaats van actieve kool in het totale zuiveringssysteem van belang. Van oudsher is als doelstelling van het gebruik van actieve kool de verwijdering van reuk- en smaakstoffen gehanteerd. Vanaf 1970 is deze doelstelling, mede door de uitbreiding en verbetering van vele analysemethodieken, naar het tweede plan verdrongen door de verwijdering van de toxiciteit. Daarnaast wordt de verwijdering van nagroeigevende stoffen als belangrijke nevendoelstelling gezien. Uit deze doelstellingen en daaraan gekoppelde normstellingen behoren grootte van poederkooldosering of criteria voor contact- en looptijden bij koolfiltratie te volgen, waarbij tevens besloten dient te worden of actieve kool in de poedervorm of in een filterinstallatie in de korrelvorm gebruikt moet worden. Dit speelt tevens een rol bij de plaats van de actieve kooltoepassing in de zuivering.

Poederkool wordt veelal voor een coagulatie of een snelfiltratie toegepast. Korrelkoolfilterinstallaties worden meestal zoveel mogelijk aan het eind van de zuivering geplaatst om de filters zo min mogelijk met zwevende stof te belasten. Derhalve dienen een coagulatie en een snelfiltratie aan de koolfiltratie vooraf te gaan. Ook een ozonisatie voorafgaand aan de koolfiltratie wordt vaak als gunstig beschouwd zij het dat deze conclusies niet altijd even eenduidig zijn.

Naast de positieve werking van de kool worden ook enige negatieve aspecten van actieve koolfiltratie vermeld. Ondanks het speculatieve karakter van deze aspecten verdienen uitspoeling van organische stoffen en fijne deeltjes de aandacht.

- De kinetiek van de koolfiltratie

Om de fysische processen die bij adsorptie aan actieve kool plaatsvinden te kunnen beschrijven is een aantal stofoverdrachtsmodellen ontwikkeld. Het is echter dubieus of deze modellen de fysische werkelijkheid exact weergeven. Tevens moet in gedachte worden gehouden dat de modellen zijn ontwikkeld voor de adsorptie van één component bij afwezigheid van biologische processen, chemosorptie en verdringingseffecten.

Niettemin lijkt het zinvol modelexperimenten uit te voeren, waarbij de invloed van diverse ontwerpvariabelen berekend kan worden. Het aantal basisexperimenten dient echter tamelijk uitgebreid te zijn, terwijl voor de praktijk slechts een kwalitatieve indruk verkregen kan worden over de invloed van bedhoogte, filtratiesnelheid en contacttijd.

Om deze redenen zal het kinetiekonderzoek het werken met proefinstallaties dus niet kunnen

vervangen.

- Keuringsmethoden voor actieve kool

Bij de Nederlandse waterleidingbedrijven die actieve kool toepassen bestaat een sterke behoefte aan keuringsvoorschriften die te gebruiken zijn ter vaststelling van en ter controle op de leveringscondities voor nieuwe en geregenereerde kool. Om aan deze behoefte te voldoen zijn algemene producteisen geformuleerd en zijn concept-voorschriften opgesteld voor monsternamen, monsterverdeling en behandeling, vochtgehalte, asgehalte, schudgewicht en deeltjesgrootteverdeling.

Deze voorschriften zullen in een ringonderzoek op hun toepasbaarheid worden getoetst.

In bewerking zijn voorschriften voor adsorptie van (organische) stoffen, bedweerstand, slijtage, extraheerbare stoffen, gehalten aan metalen. Ook van deze testen dient de toepasbaarheid onderzocht te worden. Vooral adsorptietesten zijn van wezenlijk belang omdat de adsorptie-eigenschappen het meest kenmerkend zijn voor de toepassing van actieve kool.

- Selectie van actieve koolsoorten op adsorptieve eigenschappen (poeder- en korrelkool)

Wanneer waterleidingbedrijven kool willen gaan gebruiken, dienen ze een keuze te maken uit diverse koolsoorten. De door de fabrikant verstrekte specificaties bieden weinig houvast voor een juiste selectie, zodat door het bedrijf zelf experimenten uitgevoerd dienen te worden.

Uit verricht onderzoek is gebleken dat tot op heden het selecteren van koolsoorten het beste ter plaatse kan worden uitgevoerd in proefinstallaties

met het te behandelen water. De werking dient beoordeeld te worden op basis van parameters die het nauwst aansluiten bij de doelstelling voor koolgebruik. Op het gebied van geschikte parameters bestaan op dit moment nog grote hiaten. Het ligt voor de hand dat voor de verwijdering van toxische en mutagene stoffen de in ontwikkeling zijnde toxiciteits- en mutageniteitstesten en voor de beperking van de nagroei de AOC-bepaling een belangrijke rol zullen spelen.

De praktische toepasbaarheid van de onderzochte laboratoriumtesten voor korrelkool is gering gebleken. Gezien de lange duur van selectieonderzoek in proeffilters en het grote aanbod van actieve koolsoorten blijft een behoefte bestaan aan laboratoriumtesten, zeker ten behoeve van een voorselectie.

Dit geldt ook voor de selectie van poederkoolsoorten in een bekerglasproef.

Gezien de mogelijkheden is het tot op heden verrichte selectieonderzoek voornamelijk verricht aan de hand van organische stofparameters zoals UV-extinctie en TOC. De verrichte onderzoeken hebben bij meerdere bedrijven dezelfde tendenzen opgeleverd. Indien deze tendenzen voor meerdere watertypes en meer doelgerichte parameters eveneens opgaan kan in de toekomst selectieonderzoek met de bekende koolsoorten op semi-technische schaal sterk beperkt worden.

- Ervaringen met korrelkoolfilters op semi-technische schaal

Wanneer er gedacht wordt aan de bouw van een koolfilterinstallatie dient aandacht besteed te worden aan de plaats van de koolfiltratie in de zuivering en de rol van ontwerpvariabelen zoals lineaire

snelheid, contacttijd en bedhoogte.

Deze zaken zijn op proefinstallatieschaal onderzocht. Hierbij is gebleken dat in ieder geval één zandfiltratie voor de koolfiltratie toegepast dient te worden. Bij oppervlaktewaterzuivering zal veelal ook een coagulatie aan de koolfiltratie voorafgaan.

Waar dit beoordeeld kon worden had vaak ozonisatie voorafgaand aan koolfiltratie een gunstige invloed op het effluent van het koolfilter voor wat betreft organische stofparameters. Bacteriologisch waren in dat geval geen eenduidige conclusies te trekken.

De rol van ontwerpvariabelen is vastgesteld aan de hand van organische stofverwijdering en zuurstofverbruik.

Te Leiduin, Andijk en Rotterdam neemt de looptijd als functie van de contacttijd sterker toe dan volgens een lineair verband, hetgeen kan duiden op een hoge biologische aktiviteit. In Weesperkarspel, Zwolle en Spannenburg is dit verband lineair en is er waarschijnlijk een geringere biologische aktiviteit.

Algemeen geldt dat de looptijd nauwelijks afhangt van de filtratiesnelheid en het zuurstofgebruik nauwelijks toeneemt bij lagere snelheid en sterk toeneemt bij langere contacttijd. Het zij echter benadrukt dat alle conclusies zijn gebaseerd op organische stofparameters en zuurstofverbruik en niet hoeven te gelden voor de toxiciteit van het water.

Ten slotte is ingegaan op de verwijdering van enige specifieke verbindingen. Precursors voor THM zijn slechts korte tijd goed te verwijderen, TCE is zeer goed door kool te adsorberen.

- Ontwerp, bouw en bedrijven van koolfilters

Nadat de doelstelling van kool is geformuleerd, de actieve kool is geselecteerd en meestal onderzoek op proeffabriekschaal heeft plaatsgevonden zijn de bouwstenen verzameld ten einde een koolfilterinstallatie op technische schaal te ontwerpen, te bouwen en te bedrijven.

In Nederland zijn 6 koolfilterinstallaties in gebruik, 4 bij oppervlaktewater-, 2 bij grondwater-bedrijven. In 1982 - 1984 zullen hier nog twee bedrijven bijkomen.

Het blijkt dat alle bedrijven nu koolfiltratie toepassen voor de verwijdering van toxische stoffen, terwijl ook smaakverbetering en nagroeibeperking in meerdere gevallen een belangrijke rol spelen. Soms wordt de koolfiltratie voor de verwijdering van toxische stoffen in het algemeen toegepast, soms voor de verwijdering van specifieke stoffen zoals THM, TCE en bishloorisopropylether.

Ondanks dezelfde doelstelling blijken de procesomstandigheden echter sterk te verschillen. De contacttijd varieert van 9 - 54,5 min, de snelheid van 1,1 - 30 m/h en het aantal bedvolumina per regeneratiecyclus van 14000 - 55000. Hieruit blijkt zeer sterk de behoefte aan eenduidige criteria.

De plaats in de zuivering van de koolfiltratie is altijd na een zandfiltratie. Vaak gaat bij de oppervlaktewater verwerkende bedrijven ook coagulatie of ozonisatie de koolfiltratie vooraf. Over de spoeling van koolfilters bestaat geen eenduidige mening.

Bij alle koolgebruikers is de keuze van de kool mede bepaald door verwijderende eigenschappen. Daarnaast speelde de opbouw van de bedweerstand, de regeneratiefaciliteiten en de kosten een rol.

Vijf bedrijven gebruiken reaktiveerbare kool, een bedrijf gebruikt wegwerpkool. Bij de regeneratie treden verliezen op van 5 - 12 %. Een bedrijf constateert een teruggang in looptijd na regeneratie. De geïntroduceerde keuringsvoorschriften kunnen hier een beter inzicht in verschaffen.

In het algemeen kan gesteld worden dat de bedrijfsgegevens goed overeenkomen met de proefinstallatieresultaten. Incidenteel is een nazuivering bijvoorbeeld met microzeving nodig. Bij chloring na koolfiltratie treedt een verschuiving op naar de vorming van meer gebromeerde THM ten opzichte van een chloring zonder voorafgaande koolfiltratie.

Samenvattend kan worden gesteld dat alle reeds vermelde kennis goed naar voren komt bij de in bedrijf zijnde installaties. Zeer duidelijk komt het gebrek aan criteria voor koolfiltratie naar voren ondanks de duidelijke doelstellingen. Dit leidt tot grote verschillen in procesomstandigheden.

- Biologische processen in koolfilters

Bij koolfiltratie van water blijkt er zuurstof verbruikt te worden terwijl soms in het water sterk verhoogde koloniegetallen voorkomen. Hierbij blijkt de bepalingmethode van het koloniegetal van invloed te zijn op de gevonden waarde. Er is veel inzicht verkregen over de invloed van filterlooptijd, contacttijd, terugspoelen, waterkwaliteit en filtermateriaal op het koloniegetal.

Bij koolfiltratie van oppervlaktewater treedt een sterke verhoging op van het gehalte aan hogere organismen. De factoren die deze vermeerdering veroorzaken zijn onder meer de hoge watertemperatuur (in de zomer) en de aanvoer van afbreekbare verbindingen, waardoor de bacteriegroei in de filters wordt versterkt. Een verwijdering door microzeving

blijkt mogelijk te zijn.

Daarna is ingegaan op de biologische aktiviteit in koolfilters aan de hand van het zuurstofverbruik. De invloed van bovengenoemde procesfactoren op de biologische aktiviteit is behandeld. De wederzijdse beïnvloeding van adsorptieprocessen en biologische processen in koolfilters is beschreven.

Ook is vastgesteld wat de bijdrage van biologische processen aan de verwijdering van organische verbindingen bij koelfiltratie kan zijn.

Ten slotte is ingegaan op de mogelijke nadelen (hoge koloniegetallen, endotoxinen, vorming schadelijke verbindingen, anaerobie) en voordelen (organische stofafbraak, ammoniakverwijdering, verwijdering ongewenste micro-organismen) van biologische processen bij koelfiltratie.

Over de biologische processen in koolfilters is dus reeds veel informatie verkregen. Nadere specifieke informatie kan echter verkregen worden door bepaling van DOC-, COD-, UV-, AOC- en O₂-reductie als functie van de looptijd en door bepaling van het gedrag van micro-organismen en hogere organismen in vergelijking met onder identieke omstandigheden bedreven zandfilters.

- De toxicologische beoordeling van effluenten van koolfilters

Zoals reeds vermeld leidt het bepalen van organische stofparameters meestal niet tot eenduidige criteria voor contacttijd en looptijd van koelfilters. Wellicht bieden toxicologische parameters betere mogelijkheden.

Om deze reden zijn toxicologische onderzoeken uitgevoerd met klauwpadden en forelleneieren. Uit beide onderzoeken wordt slechts een beperkte hoeveelheid informatie verkregen. De proeven zijn

te langdurig en te ongevoelig om veel informatie te kunnen verschaffen over zuiveringsstappen zoals koolfiltratie. Wel kunnen proeven met proefdieren behulpzaam zijn bij de beoordeling van verontreinigd oppervlaktewater.

Daarnaast is de laatste jaren de Amestest, die zich richt op het mutagene effect van in het water aanwezige stoffen beschikbaar gekomen. Voor deze test is een concentratiestap nodig. De eerste resultaten op dit gebied zijn echter zeer hoopgevend, zodat de verdere ontwikkeling van deze test ten behoeve van de drinkwaterbereiding dringend gewenst is. De betekenis van de resultaten van de Amestest is nog niet vastgesteld. Hieraan is grote behoefte, zodat wellicht op deze test een norm voor de looptijd van een koolfilter geformuleerd kan worden worden.

- Regeneratie van actieve kool

Er is een overzicht gegeven van de in de literatuur beschikbare informatie. Allereerst is een theoretische beschrijving van de voorkomende processen, droging, verdamping, pyrolyse, carbonisatie en reaktivatie gegeven. Daarna is een beschrijving van de processen in de praktijk gegeven, gevolgd door de toegepaste installaties zoals draai-, etage- en wervelbedovens. Ook op de nabehandeling en de regeneratie van poederkool is ingegaan. Ten slotte zijn het nuttig effect en de kosten van regeneratie vermeld.

Over de optredende processen is wanneer de regeneratie door derden geschiedt verder weinig technologische kennis nodig. Wel is het noodzakelijk testen te verkrijgen om de aktiviteit van geregenereerde kool te beoordelen. Verder is het van belang om een indruk te verkrijgen over de mogelijk-

heden om bij de waterleidingbedrijven de regeneratie uit te voeren.

- Toepassingsmogelijkheden voor poedervormige actieve kool, conventionele en nieuwe technieken

Voor de verwijdering van smaak wordt op enige plaatsen poederkool toegepast. Voor dit conventionele gebruik is aandacht besteed aan de invloed van mengenergie en mengtijd. De mengenergie dient voldoende te zijn om bezinking te voorkomen, Daarnaast is een lange contacttijd van belang voor een goed koolgebruik.

Door Haberer is toepassing van poederkool op een dragermateriaal in een filter geïntroduceerd. Het proces geeft goede resultaten voor organische stofverwijdering. De procesvoering lijkt echter tamelijk gecompliceerd en de kosten zijn niet duidelijk.

Als nieuwe techniek is tevens de toepassing van gevlokte poederkool in een gefluïdiseerd bed geïntroduceerd. Dit proces lijkt technologisch echter nog niet op grote schaal te realiseren.

- Ionenwisselaars en alternatieve adsorptiemiddelen in vergelijking met actieve kool

Voor de drinkwaterbereiding zijn naast actieve kool ook enige andere adsorptiemiddelen beschikbaar. Dit geldt voornamelijk voor de humuszuurverwijdering door zwak en sterk basische ionenwisselaars. Dit heeft enige tijd de aandacht gehad in het kader van de THM-precursorverwijdering.

Daarnaast lijkt de toepassing van koolstofhoudende adsorptiemiddelen zeer interessant voor wat betreft de verwijdering van TCE uit grondwater met een laag TOC-gehalte. Ook de regeneratie met stoom

lijkt interessant.

Resumerend valt op te merken dat over de toepassing van actieve kool bij de drinkwaterbereiding veel informatie beschikbaar is. Van groot belang is de ontwikkeling van criteria voor looptijd en contacttijd van koolfilters voor de geformuleerde doelstellingen. Hierbij is de verwijdering van toxiciteit veruit de belangrijkste doelstelling. Het is van belang te beschikken over keurings- en selectie-methoden voor actieve kool om de leveringscondities vast te stellen en te controleren en een koolkeuze te kunnen maken. Vooralsnog dient selectie-onderzoek in proeffilterinstallaties uitgevoerd te worden.

Ook de plaats van korrelkoolfilters in de zuivering en de rol van ontwerpvariabelen dienen in semi-technische installaties bepaald te worden. Hierdoor krijgt onderzoek naar de kinetiek van koolfiltratie een lagere prioriteit.

Ook uit de toepassing van koolfiltratie in de praktijk blijkt een sterke behoefte aan criteria. Deze kunnen in beginsel worden geformuleerd aan de hand van toxicologische en biologische parameters zoals bijvoorbeeld de Amestest en het AOC-gehalte. Hiertoe is vooral op toxicologisch gebied nog veel werk te verrichten.

In die gevallen waarin er geen eenduidige relatie gelegd is (of kan worden gelegd) tussen chemische en toxicologische en/of mutagene parameters met betrekking tot gezondheidsaspecten, blijft normstelling voor potentieel schadelijke individuele of groepen verbindingen van belang.

De regeneratie van actieve kool gebeurt nu altijd bij de producent. Reaktivatie bij het waterleidingbedrijf kan overwogen worden.

Voor de verwijdering van reuk en smaak wordt poe-

derkool toegepast. Hierbij is de mengenergie en contacttijd van belang. Nieuwe technieken lijken nog geen reëel alternatief te bieden.

Als alternatief voor koolfiltratie lijken in sommige gevallen ionenwisseling (voor humusstoffen) en koolstofhoudende adsorbentia (voor TCE) in aanmerking te komen.

De uit de stand van zaken volgende aanbevelingen voor onderzoek zullen in het volgende hoofdstuk uitgebreid worden geformuleerd.

14

AANBEVELINGEN VOOR VERDER ONDERZOEK

In de voorafgaande hoofdstukken zijn aanbevelingen voor nader onderzoek geformuleerd indien de aanwezige kennis uitgebreid dient te worden. Deze aanbevelingen zijn in paragraaf 14.1 nogmaals per onderwerp weergegeven, terwijl in paragraaf 14.2 een poging tot prioriteitstelling is gedaan.

14.1

Opsomming van alle in dit rapport vermelde aanbevelingen tot nader onderzoek

- De kinetiek van de koolfiltratie

1. Mathematische verwerking van de uitgevoerde kolomproeven.
2. Definitieve vormgeving van model H, waarbij de adsorptiesnelheid bepaald wordt door stofoverdracht, oppervlaktediffusie en microporiëndiffusie.
3. Experimenten met de poriënstructuur als variabele.
4. Afronding van de proeven met bolvormige kooldeeltjes.
5. Uitvoering van proeven voor één combinatie modelstof - kooltype bij andere temperaturen.
6. Experimenten met een andere modelstof.

- Keuringsmethoden voor aktieve kool

1. Opzetten en uitvoeren van een ringonderzoek om na te gaan of de opgestelde concept-voorschriften correct uitgevoerd kunnen worden. Dit betreft voorschriften voor:
 - a. monsternamen
 - b. monsterverdeling en behandeling
 - c. vochtgehalte

- d. asgehalte
 - e. schudgewicht c.q. stortgewicht
 - f. deeltjesgrootteverdeling gegranuleerde kool
 - 2. Opstellen van concept-voorschriften voor de bepaling van:
 - a. adsorptie van (organische) stoffen
 - b. bedweerstand/bedexpansie van korrelkool
 - c. slijtage van actieve korrelkool
 - d. in water extraheerbare bestanddelen
 - e. gehalte aan ijzer, mangaan, calcium, aluminium van kool
 - f. deeltjesgrootteverdeling van poederkool.
- Ook deze voorschriften dienen op hun toepasbaarheid getoetst te worden.

- Selectie van actieve koolsoorten op adsorptieve eigenschappen (poeder- en korrelkool)

- 1. Ontwikkeling van mutageniteitstesten (zoals de Amestest) en toxiciteitstesten ten behoeve van de beoordeling van doorslag van mutagene en toxische stoffen.
- 2. Introductie van de bepaling van het assimileerbare organische koolstof (AOC) gehalte ten behoeve van de beoordeling van nagroei in het leidingnet.
- 3. Beproeven van laboratoriumtesten van onder andere het Engler Bunte Instituut.
- 4. Onderzoek naar de aard van precursors en naar door de chloring gevormde stoffen.
- 5. Opstellen van criteria voor bepaling van de looptijd en contacttijd van koolfilters.

- Ervaringen met korrelkoolfilters op semi-technische schaal

- 1. Nader onderzoek naar de invloed van voorzuive-

ring, contacttijd en looptijd gericht op de verwijdering van toxische stoffen.

2. Nader onderzoek naar de verwijdering van afzonderlijke stoffen met behulp van isolatietechnieken zoals gasuitdrijving en XAD-adsorptie.
3. Onderzoek naar de verwijdering van trichlooretheen als functie van het TOC-gehalte.
4. Onderzoek naar de oorzaak van verschillen in de relatie tussen looptijd en contacttijd bij verschillende bedrijven.
5. Onderzoek naar de seizoenafhankelijkheid van de werking van het koolfiltratieproces.
6. Onderzoek naar het optimale spoelregime van korrelkoolfilters in relatie tot de kwaliteit van het effluent.

- Ontwerp, bouw en bedrijven van koolfilters

1. Opstellen van criteria voor bepaling van looptijd en contacttijd van koolfilters gebaseerd op de meest belangrijke doelstelling(en) van koolfiltratie. Hierbij kunnen toxiciteitstesten en organische stofparameters benevens het AOC-gehalte een belangrijke rol spelen.
2. Onderzoek naar het optimale spoelregime van koolfilters (criteria en wijze van spoeling) in relatie tot de kwaliteit van het effluent.
3. Onderzoek naar de toepassing van het pseudo-moving-bed principe.
4. Onderzoek naar en toepassing van keuringsmethoden van verse en geregenereerde kool.
5. Onderzoek naar het afnemen van de adsorptiecapaciteit van geregenereerde kool.
6. Onderzoek naar het gecombineerde effect van koolfiltratie en nadesinfectie.

- Biologische processen in koolfilters

1. Vergelijking van de werking van koolfilters en snelle zandfilters onder gelijke procescondities.
2. Onderzoek naar de reductie van DOC, COD, UV, AOC en O₂ als functie van de looptijd.
3. Onderzoek naar het gedrag van micro-organismen (koloniegetallen, speciale bacterietypen) en hogere organismen in koolfilters.
4. Onderzoek naar de rol van grootte en aard van het aanhechtingsoppervlak bij de biologische aktiviteit in koolfilters.
5. Optimalisering van de bepaling van het koloniegetal van aktieve kool.
6. Bepaling van de biomassa op aktieve kool.
7. Bepaling van het vermogen om bepaalde verbindingen af te breken van op aktieve kool dominerende bacterietypen.

- De toxicologische beoordeling van effluenten van koolfilters

1. Ontwikkeling van mutageniteitstesten en toxiciteitstesten (zoals de Amest-test) ten behoeve van de beoordeling van de doorslag van mutagene en toxische stoffen.
2. Opstellen van criteria voor bepaling van looptijd en contacttijd van koolfilters gebaseerd op bovengenoemde testen

- Regeneratie van aktieve kool

1. Ontwikkeling van testen ter beoordeling van geregenereerde aktieve kool.
2. Studie naar de mogelijkheden om regeneratie bij de waterleidingbedrijven uit te voeren.

- Toepassingsmogelijkheden voor poedervormige actieve kool, conventionele en nieuwe technieken

1. Onderzoek naar de werking van het Habererpoederkoolfiltratieproces onder Nederlandse omstandigheden.
2. Onderzoek naar de mogelijkheden voor regeneratie van poederkool.

- Ionenwisseling en alternatieve adsorptiemiddelen in vergelijking met actieve kool

1. Onderzoek naar de werking van koolstofhoudende adsorptiemiddelen voor de verwijdering van gehalogeneerde koolwaterstoffen in relatie tot het TOC-gehalte.
2. Onderzoek naar de regeneratiemogelijkheden van koolstofhoudende adsorbentia.
3. Onderzoek naar de werking van poreuze polymeren op polystyreenbasis.
4. Onderzoek naar de regeneratie van ionenwisselaars en naar afzetmogelijkheden voor de brijn.

14.2 Prioriteitstelling

In paragraaf 14.1 zijn de aanbevelingen voor verder onderzoek per onderwerp gerangschikt. Zeer duidelijk komt de behoefte naar voren naar onderzoek op het gebied van criteria voor koolfiltratie en naar het verkrijgen van keuringsmethoden voor kool. De behoefte aan criteria voor koolfiltratie leidt tot de volgende aanbevelingen.

- a. Ontwikkeling en toepassing van mutageniteits- en toxiciteitstesten ten behoeve van beoordeling van effluenten van koolfilters en toepassing van de AOCbepaling om de nagroei in het

koolfiltraat te voorspellen.

- b. Opstellen van criteria voor bepaling van looptijd en contacttijd van koolfilters gebaseerd op bovengenoemde testen en chemische parameters.
- c. Integraal procestechnologisch onderzoek met als parameters de daartoe beschikbare analytische, toxicologische en mutageniteitstesten.

De behoefte aan de keuringsmethoden voor kool leidt tot de volgende aanbevelingen.

- a. Uitvoeren van een ringonderzoek om de toepasbaarheid van keuringsmethoden vast te stellen.
- b. Opstellen van concept-voorschriften voor nieuwe keuringsmethoden waaronder adsorptietesten voor geregenereerde kool.
- c. Toepassing van deze testen bij de levering van verse en geregenereerde kool, in het bijzonder bij het vaststellen van de adsorptiecapaciteit van geregenereerde kool.

Naast deze punten zijn tevens van groot belang de verwijdering van specifieke componenten (b.v. THM, TCE) door actieve kool en alternatieve adsorptieve adsorptiemiddelen.

Op technologisch gebied verdienen verder onderzoek naar het spoelregime van koolfilters en onderzoek naar de mogelijkheid om kool bij de bedrijven te reaktiveren sterk de aandacht.