

1980-03\_verwijdering-zwevende-stof-  
literatuuronderzoek

**stora**

Verwijdering  
van zwevende stof uit effluent

1. Literatuuronderzoek



postbus 414, 2280 AK Rijswijk Z.H. ☎ 070 - 980.287 stichting toegepast onderzoek reiniging afvalwater

## Verwijdering van zwevende stof uit effluent

### 1. Literatuuronderzoek

STOWA  
Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer  
Postbus 8090  
3503 RB Utrecht  
tel. 030-321199  
fax 030-321766

Publikaties en het publikatieoverzicht  
kunt u uitsluitend bestellen bij:  
Hageman Verpakkers BV  
Postbus 281  
2700 AC Zoetermeer  
tel. 079-611188  
fax 079-613927  
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en  
een duidelijk afleveradres.

## Inhoud

	Ten geleide	III
1	SAMENVATTING	1
2	INLEIDING	3
3	AARD, EIGENSCHAPPEN EN VERWIJDERINGSTECHNIEKEN VAN VERONTREINIGINGEN IN EFFLUENT	4 - 14
3.1	Inleiding	3
3.2	Aard van de verontreinigingen	4 - 12
3.2.1	<i>algemeen</i>	4
3.2.2	<i>gesuspendeerde stoffen</i>	4 - 7
3.2.3	<i>opgeloste stoffen</i>	7 - 8
3.2.4	<i>colloïdale stoffen</i>	9 - 12
3.3	Verwijderingstechnieken	12 - 14
4	VLOKVORMING EN VLOKVERWIJDERING	15 - 29
4.1	Principes van het vlokvormingsproces	15 - 24
4.1.1	<i>inleiding</i>	15
4.1.2	<i>vlokmiddelen</i>	15 - 17
4.1.3	<i>coagulatie-mechanismen</i>	17 - 21
4.1.4	<i>vlokaangroei</i>	21 - 22
4.1.5	<i>uitvoering van het proces</i>	23 - 24
4.2	Toepassingen	25 - 29
5	FILTRATIE	30 - 57
5.1	Principes van het filtratieproces	30 - 41
5.1.1	<i>inleiding</i>	30 - 31
5.1.2	<i>uitvoeringsvormen</i>	31 - 35
5.1.3	<i>filtratiemechanismen</i>	35 - 38
5.1.4	<i>het spoelen van filters</i>	39 - 41
5.1.5	<i>procesvariabelen</i>	41 - 42
5.2	Toepassingen van filtratie	42 - 57
6	MICROZEVIJG	58 - 67
6.1	Principes van de microzeef	58 - 63
6.1.1	<i>inleiding</i>	58
6.1.2	<i>uitvoeringsvormen</i>	58 - 60
6.1.3	<i>filtratiemechanisme</i>	60
6.1.4	<i>filtrateerbaarheidsindex en dimensionering</i>	60 - 62
6.1.5	<i>procesvariabelen</i>	62 - 63
6.2	Toepassingen	63 - 67

7	OVERIGE VERWIJDERINGSTECHNIEKEN	68 - 80
7.1	Algemeen	68
7.2	Sedimentatie	68 - 69
7.3	Flotatie	69
7.4	Riet- en biezenvelden	69 - 73
7.5	Nabehandelingvijvers	73 - 77
7.6	Actief-koolfilters	78 - 79
7.7	Membraanprocessen	79 - 80
8	FINANCIELE ASPECTEN	81 - 82
9	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN VOOR ONDERZOEK	83 - 87
9.1	Conclusies	83 - 86
9.2	Aanbevelingen voor onderzoek	86 - 87
10	LITERATUUR	88 - 94

### Ten geleide

De restverontreiniging van gezuiverd afvalwater is gedeeltelijk gebonden aan zwevende stoffen in het effluent van rioolwaterzuiveringsinrichtingen.

Verwijdering van die zwevende stoffen leidt niet alleen tot verlaging van de zuurstofbehoefte van het effluent; ook het gehalte aan eutrofiërende stoffen en zware metalen kan hierdoor verminderd worden.

De voorliggende literatuuranalyse geeft de stand van zaken op het gebied van de methoden die voor verwijdering van zwevende stof in aanmerking komen.

Het rapport besluit met een voorstel om met de meest interessante technieken - microzeving en snelle zandfiltratie - ook onder Nederlandse omstandigheden ervaring op te doen.

Deze aanbeveling is door de Onderzoekadviescommissie en het algemeen bestuur van de STORA overgenomen; over de uitkomsten van dat onderzoek wordt afzonderlijk gerapporteerd.

Het project werd door het algemeen bestuur van de STORA, op voorstel van de Onderzoekadviescommissie\*, opgedragen aan het Keuringsinstituut voor Waterleidingartikelen KIWA N.V.

De projectleiding berustte bij ir. J.K. Visser. Hij werd namens de STORA begeleid door een commissie bestaande uit ir. B.A. Heide (voorzitter), ir. A.H. Dirkzwager, ir. R.E.M. van Oers en ir. T.W.M. Wouda.

Rijswijk, oktober 1980

De directeur van de STORA,

Drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

\* De Onderzoekadviescommissie, die tot dit project adviseerde, bestond uit:

prof.ir. A.C.J. Koot (voorzitter), drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff (secretaris) en dr.ir. H.J. Eggink, prof.dr. P.G. Fohr, ir. R. Karper, ir. C.H. Kuggeleijn, ir. J.S. Kuyper, ir. Th.G. Martijn, ir. H.A. Meijer, ir. H.M.J. Scheltinga, dr.ir. D.W. Scholte Ubink, ir. J. van Selm, ir. M. Tiessens, drs. A.A. Wismeijer (leden).

In deze literatuurstudie wordt een overzicht gegeven van methoden om het zwevend-stofgehalte van het effluent van rioolwaterzuiveringsinrichtingen te verlagen.

Bij normale concentraties - tot circa 50 mg/l - zijn microzeving en snelfiltratie over een bed van korrelvormig materiaal, zoals zand en/of anthrinite, het meest universeel toepasbaar.

Het benodigd grondoppervlak is voor beide processen niet meer dan 5 à 10 cm<sup>2</sup> per inwonerequivalent (bij een standaardvolume van 100 l/dag en een maximum van 10 l/uur).

Voor snelfiltratie varieert het rendement, waarmee zwevende stof wordt verwijderd van 70 tot 90 %; voor microzeving van 50 tot 80 %. In beide gevallen gaat dit gepaard met een BZV-reductie van circa 30 %.

Door bij snelfiltratie gebruik te maken van vlok- en/of vlokhelpmiddelen kan het rendement worden opgevoerd, hetgeen tevens leidt tot een verregaande reductie van het BZV, CZV en het fosfaatgehalte.

Microzeving is hiervoor niet geschikt aangezien de gevormde vlokken een dusdanig geringe sterkte hebben, dat deze bij het in contact komen met het zeefgaas uiteenvallen.

Tegenover dit nadeel staat, dat de bedrijfsvoering de helft van het aantal manuren vergt dat voor snelfiltratie nodig is.

De kapitaalskosten zijn voor beide processen ongeveer in evenwicht bij een debiet van 4000 m<sup>3</sup>/dag (circa 40.000 i.e); bij kleinere capaciteiten is filtratie duurder. Amerikaanse gegevens indiceren een bedrag van f 2,50 per persoon per jaar.

Het snelfilter vereist ongeveer 0,7 manuur per persoon per jaar aan onderhoud en bedrijfsvoering; microzeving - zoals reeds gezegd - de helft daarvan.

Beide processen zijn niet in staat om, ook gedurende korte tijd, extreem hoge waarden van het zwevend-stofgehalte te verwerken. Bij de microzeef zal het gaas verstopt raken en bij het snelfilter zal de drukval over het filterbed zo snel stijgen dat een zeer hoge spoelfrequentie en zeer korte filtratieperioden op zullen treden. Wanneer zulke condities zich geregeld voordoen, moet bergingscapaciteit worden gecreëerd.

Naast microzeving en snelfiltratie zijn riet- en biezenvelden en nabehandelingsvijvers goede methoden voor verlaging van het zwevend-stofgehalte en van het BZV en CZV. Het benodigde grondoppervlak bedraagt hierbij circa 5 m<sup>2</sup> per persoon, zodat ruimte al spoedig de beperkende factor zal zijn.

Natuurlijk kan men ook de bezinkingscapaciteit verhogen of *flotatie* toepassen, doch het rendement daarvan is lager dan voor snelfiltratie en microzeving, terwijl van een extra BZV- en CZV-verlaging nauwelijks sprake is.

Tenslotte leveren *membraanprocessen* en *actief-koolfiltratie* het fraaiste effluent (alhoewel men dit nauwelijks meer als zodanig kan betitelen), maar de kosten hiervan zijn prohibitief (circa 10 tot 20 maal hoger dan snelfiltratie).

In de laatste jaren zijn zowel het aantal als de totale capaciteit van de rioolwaterzuiveringsinrichtingen sterk toegenomen<sup>14</sup>. Desondanks betekent de lozing van het gezuiverde afvalwater toch nog een bepaalde belasting voor het oppervlaktewater, omdat het effluent van een biologische zuiveringsinrichting altijd bepaalde concentraties restverontreinigingen bevat. Dit komt onder andere tot uitdrukking in het Biochemisch Zuurstof-Verbruik (BZV) en het Chemisch Zuurstof-Verbruik (CZV).

Naast opgeloste, verontreinigende stoffen kan het effluent ook gesuspendeerd materiaal bevatten.

In veel gevallen zullen die gesuspendeerde stoffen bestaan uit deeltjes actief-slib, die niet in de nabezinktank van de zuiveringsinrichting verwijderd zijn. Deze zwevende stoffen veroorzaken een zekere BZV en CZV, terwijl ze tevens fosfor en stikstof bevatten. Verlaging van het zwevend-stofgehalte resulteert dus in een verlaging van het BZV en CZV (waardoor minder zuurstof aan het oppervlaktewater wordt onttrokken) en in een verlaging van het fosfor- en stikstofgehalte (hetgeen de kans op eutrofiëring verkleint), terwijl bovendien de troebelheid (vanuit esthetisch oogpunt niet gewenst) zal verminderen.

Tenslotte lijkt het aannemelijk, dat verlaging van het zwevend-stofgehalte resulteert in een verlaging van de concentratie aan zware metalen in effluent.

De verlaging van het zwevend-stofgehalte staat op dit moment minder in de belangstelling dan - bijvoorbeeld - de defosfatering.

Bovendien bestaat er in ons land geen algemene richtlijn voor het zwevende stofgehalte in effluent.

In Engeland is dat wel het geval; volgens oudere normen mag het BZV van effluent daar maximaal 20 mg/l bedragen en het stofgehalte ten hoogste 30 mg/l; meer recente eisen spreken van 10 mg/l voor beide parameters<sup>50</sup>.

Mede gelet op bovengenoemde neveneffecten en mogelijkheid om de kwaliteit van effluent te verbeteren, is dit literatuuroverzicht opgesteld van de technieken die voor verwijdering van zwevende stoffen in aanmerking komen.

Van alle technieken wordt een beknopt overzicht gegeven van de theoretische achtergronden, terwijl uitgebreid wordt ingegaan op de resultaten, die door de diverse onderzoekers zijn gepubliceerd. Volgend op dit literatuuronderzoek wordt een onderzoekprogramma voorgesteld, ten einde met de meest toepasbare technieken ook onder Nederlandse omstandigheden praktische ervaring op te doen. In Nederland is namelijk nog slechts weinig onderzoek uitgevoerd dat gericht is op verwijdering van zwevende stoffen uit effluent.

### 3 AARD, EIGENSCHAPPEN EN VERWIJDERINGSTECHNIEKEN VAN VERONTREINIGINGEN IN EFFLUENT

#### 3.1 Inleiding

In sommige gevallen kan het gewenst zijn, het effluent van een afvalwaterzuiveringsinrichting aan een verdergaande zuivering te onderwerpen. Een van de mogelijkheden is de verwijdering van zwevende stoffen, omdat verwacht mag worden dat een verlaging van het zwevend-stofgehalte tevens zal resulteren in een verlaging van het BZV-, CZV-, TOC-, P- en N-gehalte.

In dit hoofdstuk zullen de diverse verontreinigingen en de mogelijke gevolgen bij lozing voor het ontvangende oppervlaktewater kort worden toegelicht, waarbij ook de toestand, waarin die stoffen in het water voorkomen (gesuspendeerd, colloïdaal of opgelost) zal worden belicht.

Vervolgens zullen de mogelijke zuiveringstechnieken kort worden vermeld.

#### 3.2 Aard van de verontreinigingen

##### 3.2.1 *algemeen*

Een eerste onderverdeling van de in het effluent aanwezige verontreinigingen kan worden gemaakt aan de hand van de toestand waarin deze stoffen voorkomen. Onderscheid kan gemaakt worden in

- a. gesuspendeerde stoffen (  $> 0,2 \mu\text{m}$  )
- b. opgeloste stoffen (  $< 0,2 - 1 \text{ nm}$  )
- c. colloïdale stoffen (  $5 \text{ nm} - 0,2 \mu\text{m}$  )

Uitgaande van bovengenoemde definities zullen onder het begrip zwevende stoffen de onder a en c genoemde stoffen dienen te worden gerekend.

In dit rapport zal de meeste aandacht worden geschonken aan de gesuspendeerde stoffen en de verwijdering daarvan uit het effluent. Het is echter gewenst om ook de opgeloste en in colloïdale vorm aanwezige stoffen in de beschouwingen op te nemen.

Het zal namelijk blijken, dat de mogelijkheid bestaat dat met een op gesuspendeerde-stofverwijdering gerichte techniek tevens de concentratie aan opgeloste of colloïdale stoffen wordt verlaagd. Dit kan bij de toepassing van zo'n proces als tertiaire behandelingsmethode voordelen bieden ten opzichte van andere processen.

Dit maakt het nodig dat onderscheid wordt gemaakt in genoemde toestandsvormen om de effectiviteit van bepaalde processen beter op waarde te kunnen schatten.

##### 3.2.2 *gesuspendeerde stoffen*

Als definitie voor zwevende stoffen geven Fair, Geijer en Okun<sup>19</sup> de deeltjes die zo groot zijn dat ze of bezinkbaar of filtreerbaar over een papierfilter zijn. Als benedengrens voor gesuspendeerde



deeltjes geven zij 0,1 - 1  $\mu\text{m}$ .

Er is een aantal mogelijke oorzaken voor de aanwezigheid van zwevend materiaal in het effluent van een afvalwaterzuiveringsinrichting. Enkele voorbeelden zijn:

- de nabezinker functioneert niet goed, bijvoorbeeld ten gevolge van een hydraulische overbelasting, waardoor kleine actief-slibdeeltjes niet voldoende gelegenheid krijgen om te bezinken;
- in de nabezinker treedt flotatie op ten gevolge van een daarin optredende denitrificatie. Bij dat proces vindt  $\text{N}_2$ -ontwikkeling plaats en door hechting van de gasbelletjes aan de actief-slibdeeltjes kan flotatie optreden, hetgeen in een drijfslag resulteert;
- de vorming van actief-slib met slechte bezinkingseigenschappen. Rensink<sup>56</sup> beschrijft twee soorten licht slib, die bekend zijn, namelijk het eerste type dat veroorzaakt wordt door draadvormige micro-organismen (onder meer de bacterie *Sphaerotilus natans*) en het andere dat zich kenmerkt door een zeer volumineus slib, dat grote hoeveelheden gebonden water bevat (bijvoorbeeld 400 % van het droge-stofgehalte);
- de aanwezigheid van zogenaamde "pin-point-flocs". (Pipes<sup>51</sup>). Dit zijn kleine actief-slibdeeltjes, die niet bezinken. Er zijn minstens twee typen pinpoints. Eén blijkt normaal actief-slib te zijn en wanneer deze in het effluent worden aangetroffen betekent dit een sterke verhoging van het BZV-getal. Het andere type bezit geen zuurstofbehoefte en ziet er als een witte, amorphe massa uit.

Hoewel de oorzaak van de aanwezigheid van zwevende stoffen niet direct binnen het kader van dit rapport valt, is enig inzicht hieromtrent toch wenselijk, aangezien dit iets kan zeggen over

- a. de aard en samenstelling van het materiaal en
- b. over de concentratie en over de variaties, die in het zwevend-stofgehalte kunnen optreden.

Uit het literatuuroverzicht zal echter blijken, dat gegevens over de samenstelling van het zwevend stof zeer schaars zijn.

De verlaging van het zwevend-stofgehalte in het effluent vormt een algehele kwaliteitsverbetering van het effluent. Zwevende stoffen op zich veroorzaken een troebelheid van het water, hetgeen uit esthetisch oogpunt ongewenst is, maar daarnaast is gebleken, dat ten gevolge van de aard en de samenstelling van het zwevend stof in effluenten, dit in niet geringe mate bijdraagt aan andere kwaliteitsparameters. Met behulp van de bruto chemische samenstelling zou hierover een juist beeld kunnen ontstaan.

In de literatuur worden wel verhoudingsformules gegeven van het actief-slib. Pöpel<sup>53</sup> geeft een aantal door anderen gepubliceerde formules, namelijk die van:

Hoover :  $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$   
Helmers :  $\text{C}_{118}\cdot\text{H}_{170}\cdot\text{O}_{51}\cdot\text{N}_{17}\cdot\text{P}$   
Sherrand<sup>64</sup>:  $\text{C}_{60}\cdot\text{H}_{87}\cdot\text{O}_{23}\cdot\text{N}_{12}\cdot\text{P}$

De door Sherrand<sup>64</sup> gegeven samenstelling is gevonden bij de berekening van de stoichiometrie van het actief-slibproces.

Uit deze formules volgt dat actief-slib 1 à 2 % P en 9 à 12 % N bevat en verlaging van het zwevend-stofgehalte zou dus het P- en N-gehalte van het effluent in evenredigheid verlagen.

Het is echter geenszins zeker, dat wat als zwevend stof in het effluent aanwezig is, allemaal actief-slib is. Het is bovendien niet uitgesloten, dat juist de fractie van het actief-slib, dat niet of moeilijk bezinkt, een andere samenstelling heeft dan het actief-slib in de beluchtingsruimte. In de literatuur wordt hieraan niet veel aandacht besteed. Om toch een indicatie te geven van wat zwevende-stofverwijdering als neveneffecten meebrengt, zal kwalitatief aangegeven worden wat zwevend stof zou kunnen omvatten.

### 1. Organische stoffen

Hierbij kan men onderscheid maken in

- a. biologische afbreekbare verbindingen, welke worden gekwantificeerd door het biochemisch zuurstofverbruik (BZV) (bijvoorbeeld proteïnen, suikers);
- b. oxydeerbare verbindingen door kaliumdichromaat, gekarakteriseerd door het chemisch zuurstofverbruik (CZV), waarbij men natuurlijk ook de onder a genoemde verbindingen bepaalt;
- c. niet of moeilijk oxydeerbare stoffen, die kunnen worden bepaald met behulp van het "Total Organic Carbon"-gehalte (TOC). Daarbij vindt weliswaar toch oxydatie plaats, maar bij aanzienlijk hogere temperatuur (circa 900 °C) met platina als katalysator.

Bij de bepaling van het "Total Oxygen Demand" (TOD) gaat men net zo te werk, alleen wordt niet het totaal gevormde CO<sub>2</sub> (dat een maat is voor het koolstofgehalte in het monster) gemeten maar de totaal verbruikte hoeveelheid zuurstof.

Het totale gehalte aan organische stoffen wordt in de eerste plaats veroorzaakt door celmateriaal en afgestorven micro-organismen. Doch daarnaast is het mogelijk dat ook organische stoffen (opgelost of in colloïdale vorm) aan het slib zijn geadsorbeerd. Dit zou met name van belang zijn in het geval van gechloreerde koolwaterstoffen (zoals tetra, trichloorethyleen), gechloreerde fenolen en gehalogeneerde aromatische koolwaterstoffen (pesticiden, polychloorbifenylen, hexachloorbenzeen, carcinogene stoffen enz.). In het algemeen stoffen, die in het Indicatief Meerjarenprogramma 1975-1979<sup>14</sup> op de zogenaamde zwarte lijst staan.

In de literatuur zijn echter geen gegevens gevonden, waaruit een dergelijke adsorptie zou blijken.

### 2. Anorganische stoffen

Hiervan zijn de belangrijkste voorbeelden fosfor en stikstof. Deze stoffen worden bij de biologische zuivering in slechts geringe mate verwijderd, hetgeen ook blijkt uit de verhouding C:N:P in de in dit hoofdstuk gegeven verhoudingsformule voor actief slib. Hoewel een zwevende stofverwijdering dus tevens een verlaging van het N- en P-gehalte meebrengt, blijven toch nog aanzienlijke concentraties in de vloeistoffase achter. Niet be

kend is of, en zo ja, hoeveel N- en P-verbindingen, bijvoorbeeld ten gevolge van een colloïdale toestand, aan actief slib geadsorbeerd zijn.

### 3. Zware metalen

Vooraf sommige typen industrieel afvalwater kunnen hoge concentraties aan bepaalde zware metalen bevatten. Het grootste gedeelte is terug te vinden in het slib, waaraan de zware metalen zijn gebonden of geadsorbeerd (Gast<sup>21</sup>). Er zijn echter geen gegevens gevonden waaruit zou blijken, hoe de verdeling over de zwevende stoffen en de vloeistoffase is in effluenten. Maar verwacht mag worden dat verwijdering van zwevende stof zal resulteren in een verlaging van het gehalte aan zware metalen.

### 4. Bacteriën en virussen

Ondanks de in het algemeen hoge verwijdering van bacteriën en virussen (Gast<sup>21</sup>) worden in effluenten toch nog grote aantallen aangetroffen. Een gedeelte daarvan zal zeker aan het zwevend stof gebonden zijn en bij verlaging van dit gehalte zal ook de hygiënische kwaliteit verbeteren.

Uit het bovenstaande wordt duidelijk, dat een nauwkeurige omschrijving van het zwevend materiaal moeilijk te geven is. Behalve wat summiere gegevens ten aanzien van de relatie zwevend stof - BZV, zijn niet veel relaties bekend die betrekking hebben op andere parameters. Bij de beschrijving van de resultaten, die geboekt zijn bij experimenten op het gebied van verwijdering van zwevende stoffen, vermelden sommige auteurs weliswaar ook enkele neveneffecten daarvan, doch het is meestal niet met zekerheid te zeggen of dit alleen ten gevolge van de zwevende-stofverwijdering optreedt.

#### 3.2.3 *opgeloste stoffen*

De in het effluent aanwezige opgeloste stoffen zullen voornamelijk behoren tot die stoffen, die niet of slechts in geringe mate bij de biologische zuivering worden verwijderd of die daarbij worden geproduceerd. De concentratie aan biologisch afbreekbaar materiaal zal daarom laag zijn, aangezien bij de zuivering gemiddeld 80-90 % CZV en 90-99 % BZV zal worden verwijderd<sup>21</sup>. Maar het kunnen juist de niet afbreekbare organische stoffen zijn, zoals die vermeld in 3.2.2, die in het effluent achterblijven.

Naast deze organische verbindingen worden ook fosfor en stikstof niet vergaand geëlimineerd. Voor P geldt, dat de maximale verwijdering in actief-slibsystemen circa 50 % en in oxydatiebedden slechts 30 % bedraagt<sup>21</sup>. N kan alleen in laag en zeer laag belaste actief-slibinstallaties worden geëlimineerd (30-90 %). De oxydatie van N (zogenaamde Kjeldahl-stikstof) varieert sterk met de belasting van het systeem, namelijk hoog belast 25-50 %, laag tot 45 % en zeer laag belast 80-95 % verwijdering van N-Kj<sup>21</sup>. Dit betekent, dat nog aanzienlijke concentraties N en P in het effluent aanwezig kunnen zijn. Dit kan een bezwaar zijn in verband met het feit dat deze stoffen de eutrofiëring versterken, hetgeen bijvoorbeeld kan leiden tot een overmatige algengroei.

Het zou te ver voeren alle in het effluent opgeloste stoffen de revue te laten passeren. Als illustratie van het grote aantal elementen en verbindingen, is in tabel 1 een overzicht gegeven van het effluent van de afvalwaterzuiveringsinrichting in Dordrecht.

parameter	eenheid	concentratiegebied	
pH		7,3	- 7,5
geleidbaarheid	µS/cm	1120	- 1332
chloride	mg/l	265	- 300
calcium	mg/l	90	- 102
magnesium	mg/l	22	- 26
natrium	mg/l	155	- 185
kalium	mg/l	17	- 22
mangaan	mg/l	0,25	- 0,45
ijzer	mg/l	3,1	- 5,3
nitraat	mg/l	3,5	- 20
ammonium anorg.	mg/l	18	- 24
ammonium org.	mg/l	26	- 30
bicarbonaat	mg/l	250	- 300
sulfaat	mg/l	80	- 105
sulfide	mg/l	1,5	- 2,3
fluoride	mg/l	0,13	- 0,67
0-fosfaat	mg/l	19	- 27
COD	mg/l	63	- 87
hardheid	°D	5,5	- 6,3
chrom tot.	µg/l	1,9	- 2,7
cadmium	µg/l	0,6	- 1,0
koper	µg/l	23	- 27
lood	µg/l	24	- 32
zink	µg/l	190	- 230

Tabel 1. Gemiddelde kwaliteit biologisch gezuiverd afvalwater te Dordrecht<sup>26</sup>

### 3.2.4 colloïdale stoffen

De colloïdale toestand is een toestand die tussen die van opgeloste en die van zwevende stoffen inligt. De grootte van de colloïdale deeltjes varieert van 5 nm tot circa 0,2  $\mu\text{m}$ . Colloïden worden in het algemeen bij een normale filtratie niet verwijderd, maar wel bij hyper- of ultrafiltratie. Zij zijn niet met een microscoop waarneembaar, maar zij kunnen zichtbaar gemaakt worden ten gevolge van lichtverstrooiing volgens het zogenaamde Tyndall-effect.

Een belangrijke eigenschap van colloïden is de oppervlakte-activiteit waardoor adsorptieprocessen aan het grensvlak vast-vloeistof optreden. Bovendien nemen colloïden ten opzichte van de waterige omgeving een oppervlaktelading aan, die qua grootte en teken afhangt van de soort colloïd en van de eigenschappen van de omringende waterfase. Het optreden van die oppervlaktelading is een belangrijke bijdrage aan de stabiliteit, die colloïden in het algemeen bezitten. Daaraan is ook toe te schrijven het feit, dat colloïden niet aangroeien tot grotere, bezinkbare agglomeraten maar als zodanig in het water aanwezig zijn en blijven.

Het aangroeien kan bevorderd worden door de invloed van de oppervlaktelading te verminderen. Men noemt dit destabilisatie en dit is een belangrijke stap bij het vooral bij de drinkwaterbereiding zeer vaak toegepaste coagulatieproces.

Deze destabilisatie berust op het verschijnsel van de indrukking van de dubbellaag. Aan de hand van figuur 1 zal dit nader worden uiteengezet. In figuur 1 is schematisch een colloïdaal deeltje weergegeven met een negatieve oppervlaktelading (hetgeen bij de meeste van nature in water aanwezige colloïden het geval is).

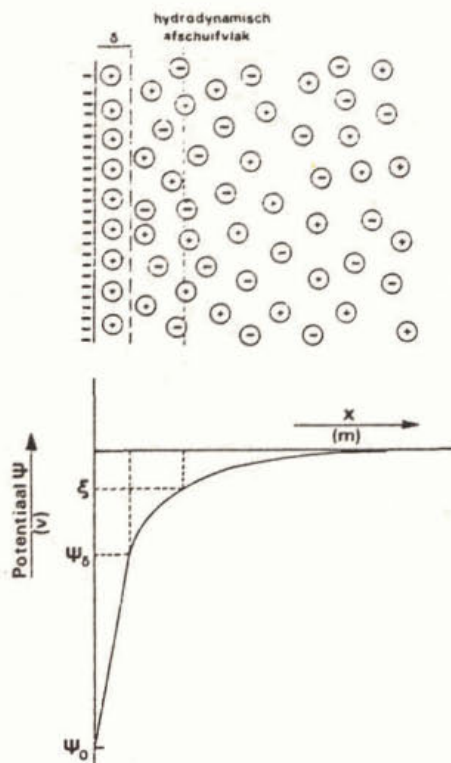


Fig. 1. Schematische weergave van de elektrische dubbellaag

Direct rondom het oppervlak bevindt zich een relatief sterk gebonden laag tegenionen, die een dikte heeft van circa 1 iondiameter. Over deze kleine afstand neemt de potentiaal sterk toe (minder negatief) van  $\Psi_0$  tot  $\Psi_s$ . Men noemt deze laag de Sternlaag. Volgens de theorie van Gouy-Chapman neemt de potentiaal vervolgens toe volgens onderstaande relatie (Schäfer<sup>60</sup>):

$$\Psi = \Psi_0 \cdot e^{-k \cdot x} \quad (1)$$

Hierin is

- $\Psi$  : de potentiaal op een afstand  $x$  vanaf de Sternlaag (V)
- $\Psi_0$  : de Sternpotentiaal (V)
- $x$  : de afstand tot het deeltje (m)
- $k$  : een karakteristieke grootte (dimensie  $m^{-1}$ ) die als volgt gedefinieerd wordt

$$k = \sqrt{\frac{2 e^2 \sum n z^2}{\epsilon \cdot k' \cdot T}} \quad (2)$$

met daarin  $n$  : het aantal ionen per volume-eenheid ( $m^{-3}$ )

$z$  : de valentie van de (tegen)ionen in de dubbellaag

$e$  : de lading van het elektron (C)

$\epsilon$  : de diëlektrische constante ( $C^{-1}m^{-1}$ )

$k'$  : de constante van Boltzmann ( $J \cdot K^{-1}$ )

$T$  : de absolute temperatuur (K)

Voor een theoretische afleiding van deze betrekkingen zij verwezen naar Dijkgraaf<sup>17</sup>.

Uit vergelijking (1) blijkt dat  $\Psi \rightarrow 0$  voor  $x \rightarrow \infty$ . Dit is een noodzakelijk iets, aangezien de oplossing als geheel neutraal is. Vergelijking (2) kan vereenvoudigd worden door alle constanten te zamen te nemen, hetgeen leidt tot:

$$k = \text{constante} \times \sqrt{\sum n z^2} \quad (3)$$

met andere woorden  $k$  is evenredig met de wortel uit de ionensterkte.

Dit betekent, dat bij toevoeging van extra tegenionen,  $k$  toeneemt en dus dat  $\Psi$  sterker toeneemt. De afstand, waarover de potentiaal dus tot 0 wordt gereduceerd, neemt af, hetgeen een indrukking van de dubbellaag inhoudt. Daardoor kunnen de deeltjes elkaar tot op kleinere afstand naderen zonder dat de afstotende krachten gaan overheersen zodat verkleefing van deeltjes op kan treden.

Bij de beschrijving van de elektrokinetische eigenschappen van colloïden wordt als maat voor de oppervlaktelading de zetapotential  $\zeta$  gehanteerd. Bij de bepaling wordt gebruik gemaakt van de zogenaamde micro-elektroforese, waarbij men de colloïden in een elektrisch veld laat bewegen. Bij dat transport zal zich om het deeltje altijd een laagje vloeistof handhaven, zodat men in feite de potentiaal meet, die op die afstand ter dikte van dat laagje heerst. Men noemt het vlak het hydrodynamisch afschuifvlak en de heersende potentiaal de zetapotential (figuur 1).

Naast de vorenstaande uiteenzetting ten aanzien van de oppervlaktelading van colloïden en de daaruit voortvloeiende stabiliteit is er nog een ander verschijnsel dat een bijdrage levert aan de stabiliteit. De meeste van de in water voorkomende colloïden zijn namelijk hydrofiel, zodat deze ten gevolge van hydratatie een watermantel om zich vormen. Deze watermantel zorgt dan voor de stabiliteit.

Hoewel dit moeilijk exact te beschrijven is, zijn er toch aanwijzingen dat de op deze wijze verkregen stabiliteit moeilijk te verbreken is. Door Schippers<sup>62</sup> is hierover gepubliceerd in verband met de colloïden-verwijdering, die voor het toepassen van voor vervuiling gevoelige membraansystemen bij hyperfiltratie vereist is.

Colloïden komen behalve in oppervlakte- en grondwater (bijvoorbeeld klei- en mineraaldeeltjes, humusstoffen, Fe-hydroxydecomplexen) ook in afvalwater voor. Echter over de hoeveelheid en de aard van colloïden in afvalwater is niet veel bekend. Rickert en Hunter<sup>57</sup> hebben getracht de verdeling van enkele parameters over de drie toestandsvormen te onderzoeken. Zij maken de in tabel 2 weergegeven scheiding naar deeltjesgrootte, waarbij tevens de techniek is aangegeven waarmee de verschillende fracties van elkaar zijn gescheiden.

fractie	grootte	afscheidstechniek
bezinkbaar	> 100 $\mu\text{m}$	bezinken (Imhoffbeker)
supra-colloïdaal	1-100 $\mu\text{m}$	centrifugeren (14.00 tpm, 4.800 g)
colloïdaal	$10^{-3}$ -1 $\mu\text{m}$	centrifugeren (50.000 tpm, 62.500 g)

Tabel 2. Definiëring van de fracties met bijbehorende afscheidings-  
techniek<sup>57</sup>

Zij vinden dat celwandmateriaal van bacteriën en overblijfselen daarvan de belangrijkste colloïdale stoffen zijn. Er is een duidelijk verschil te constateren in de aard van de colloïden in het ruwe afvalwater en in het effluent. Bovendien is de verhouding CZV:TOC van het colloïdale, organische materiaal na de biologische behandeling gedaald van 3,58 naar 2,00 hetgeen wijst op een aanwezigheid van meer geoxydeerd materiaal in het effluent. De bijdrage van de 4 fracties aan TOC, CZV, anorganisch materiaal en troebelheid in effluent wordt geïllustreerd in tabel 3.

fractie	TOC	CZV	anorganisch materiaal	troebel- heid
opgelost	69 %	74 %	97 %	9 %
colloïdaal	6 %	5 %	1 %	23 %
supracolloïdaal	25 %	21 %	2 %	68 %
absolute concen- tratie	24 mg/l	62 mg/l	256 mg/l	7.7 JTU

Tabel 3. Voorbeeld van de verdeling van een aantal kwaliteitspara-  
meters over de drie fracties in een bepaald type  
effluent<sup>57</sup>

Samenvattend kan gesteld worden, dat met behulp van de literatuurgegevens geen goed beeld kan worden verkregen van het effect, dat verlaging van het zwevend-stofgehalte tot gevolg zal hebben. In de eerste plaats is dit te wijten aan het feit, dat niet voldoende kan worden gezegd over de invloed van de zwevende stof op de belangrijkste parameters, zoals BZV, CZV, N, P en bacteriën- en virusaantallen. In de tweede plaats zal het niet te achterhalen zijn, wat

de invloed van een bepaald proces is op de verwijdering van opgeloste en colloïdale bestanddelen. Dit geldt vooral voor de laatste categorie stoffen, aangezien slechts weinig gegevens bekend zijn over de concentraties en over de samenstelling van de colloïden. Een enkele maal wordt in de literatuur melding gemaakt van deze relaties en dit zal bij de behandeling van het desbetreffende proces worden vermeld.

Bij eventueel uit te voeren experimenten ter verwijdering van zwevende stoffen zal het wenselijk, zo niet noodzakelijk, zijn aandacht te besteden aan de eigenschappen van het effluent waarmee de experimenten zullen worden uitgevoerd.

Dit analyserwerk dient zich dan te richten op de volgende onderwerpen.

1. Bepaling van zwevende stoffen, zowel qua hoeveelheid als qua samenstelling.
2. Bepaling van het colloïdgehalte, weer met inbegrip van de samenstelling.

Eén en ander zal moeten resulteren in een relatie, die het verband aangeeft tussen zwevend stof en colloïden enerzijds en de andere grootheden (BZV, CZV, enz.) anderzijds. Daarmee is dan tevens een beter beeld te verkrijgen van de effectiviteit van de in het volgende hoofdstuk te noemen zuiveringsprocessen.

### 3.3 Verwijderingstechnieken

Voor de verwijdering van zwevende stoffen is in principe een groot aantal processen beschikbaar. In het nu volgende zal een overzicht worden gegeven van die processen waarbij deze tevens kort zullen worden toegelicht. De meest aantrekkelijke processen zullen vervolgens in de hoofdstukken 4 t/m 7 uitvoerig worden besproken.

#### 1. Vlokvorming en vlokverwijdering

Moeilijk bezinkbare stoffen en colloïdale deeltjes kunnen met behulp van het vlokformingsproces worden omgezet in gemakkelijker afscheidbare vlokken. Er is een aantal mechanismen, volgens welke die omzetting kan plaatsvinden. Wel dient altijd na de vlokvorming een vlokverwijdering te worden toegepast (bijvoorbeeld filtratie, sedimentatie of flotatie).

#### 2. Filtratie

Dit is een zeer vaak toegepast proces voor de verwijdering van zwevende stoffen. Er zijn een groot aantal uitvoeringsvormen bekend, waarbij het principe echter hetzelfde is, namelijk dat het met gesuspendeerd materiaal verontreinigde water door een bed van korrelvormig materiaal stroomt. Door fysische en chemisch-fysische interacties tussen de zwevende deeltjes en het filtermateriaal worden deze in de poriën van het filterbed achtergehouden.



3. Microzeving  
De verwijdering van zwevende stoffen met microzeven berust op zuiver mechanische filtratie van die stoffen. Er wordt gebruik gemaakt van een roterende trommel, waarop gaas met microscopisch kleine poriën (20-60  $\mu\text{m}$ ) is gespannen. Door dat gaas wordt het zwevend materiaal afgevangen.
4. Sedimentatie  
Hierbij wordt gebruik gemaakt van het feit, dat een gedeelte van het gesuspendeerde materiaal van nature geneigd is om zich ten gevolge van gravitatiekrachten neerwaarts te bewegen. Indien echter de dichtheid van het materiaal slechts weinig verschilt met die van het water, kan de voor een goede verwijdering vereiste bezinktijd erg lang worden. Men kan dit opvangen door
  - a. de dichtheid te veranderen door bijvoorbeeld polymeren aan het water toe te voegen, waardoor een zwaarder agglomeraat ontstaat als die polymeren die deeltjes door adsorptieve krachten binden; of
  - b. de oppervlaktebelasting te verlagen, hetgeen in lamellenseparatoren bereikt wordt.
5. Flotatie  
Dit is een proces, waarbij de vaste deeltjes naar het grensvlak water-lucht worden getransporteerd door te bevorderen, dat kunstmatig in het water gebrachte luchtbelllen zich aan de vaste stoffen hechten. Daardoor wordt de totale dichtheid kleiner dan die van water, hetgeen in een opwaartse beweging resulteert.
6. Vloei-, riet- of biezenvelden  
Door het effluent van een zuiveringsinrichting over vloeivelden te laten stromen, kan een verwijdering van zwevend materiaal worden verkregen. Het komt dan in principe neer op het creëren van een extra verblijftijd, gedurende welke sedimentatie kan optreden. Is er bovendien nog riet- of biezenbeplanting aanwezig, dan kan nog een extra biologische zuivering optreden.
7. Nabehandelingsvijvers  
Hiervoor geldt nagenoeg hetzelfde als wat voor de vloeivelden is gezegd.
8. Actief-koolfilters  
De verwijdering van zwevend materiaal vindt plaats volgens de mechanismen die bij een normale filtratie optreden. Bovendien vindt nog een extra verwijdering van organische stoffen plaats ten gevolge van de grote adsorptieve eigenschappen van actieve kool. Ook kan een biologisch-chemische zuivering in een koolfilter optreden.
9. Membraanprocessen  
Met behulp van hyper- en ultrafiltratie kan ook verwijdering van gesuspendeerd materiaal worden verkregen. Bovendien worden colloïdale stoffen en ook opgeloste stoffen uit de produktiestroom

geweerd. Bij ultrafiltratie worden voornamelijk relatief grote organische moleculen (eiwitten, koolhydraten e.d.) door het membraan tegengehouden. Bij hyperfiltratie worden bovendien nog kleinere ionen (anorganische zouten) tegengehouden.

Bovenstaande processen zijn, zoals gezegd, in principe geschikt voor de verwijdering van zwevende stoffen. Er zijn echter slechts een paar processen, die reeds op grote schaal worden toegepast bij de tertiaire behandelingen die verlaging van het zwevend-stofgehalte beogen. Dit zijn filtratie (met name snelfiltratie, en vroeger ook langzame zandfiltratie (zie hoofdstuk 5), microzeving en, vooral in Engeland, nabehandelingsvijvers. Het coagulatieproces wordt vooral in de laatste jaren steeds vaker toegepast in verband met het vraagstuk van de fosfaatverwijdering. De overigen zijn minder vaak toegepast, voornamelijk gezien de relatief hoge kosten, die die processen met zich meebrengen, hetgeen in hoofdstuk 8 nader zal worden uiteengezet.

In de nu volgende hoofdstukken 4 t/m 6 zullen enkele processen uitvoerig worden besproken, terwijl de overigen in hoofdstuk 7 uit het oogpunt van volledigheid wat uitvoeriger dan hierboven zullen worden toegelicht.

## 4. VLOKVORMING EN VLOKVERWIJDERING

### 4.1 Principes van het vlokformingsproces

#### 4.1.1 *inleiding*

Bij de drinkwaterbereiding wordt ter verwijdering van een groot aantal typen verontreinigingen gebruik gemaakt van het vlokformingsproces. Daartoe wordt aan het te behandelen water een vlokmiddel toegevoegd, waardoor ten gevolge van chemische en/of fysische interacties een vlok wordt gevormd, die met één van de bekende vlokverwijderingstechnieken van de waterfase kan worden afgescheiden.

In de literatuur geven de diverse begrippen nogal eens aanleiding tot misverstanden. Vaak wordt namelijk gesproken over het coagulatieproces, waarbij dan wordt bedoeld de vorming van onoplosbare deeltjes (vlokken), met de bedoeling deze met behulp van een vlokverwijderingstechniek van de waterfase af te scheiden. De Commissie Vlokforming en Vlokverwijdering van het KIWA heeft zich met deze problematiek beziggehouden en heeft de volgende definities opgesteld (Meijers<sup>45</sup>).

Coagulatieproces : Hieronder wordt doorgaans verstaan het gehele gebeuren van het doseren van vlokmiddel, de vlokforming en de vlokverwijdering.

Vlokforming : Dit is het proces dat optreedt na destabilisatie en is een algemeen begrip voor alle processen van microvlokforming en vlokgroei.

De term coagulatieproces wordt dus ten onrechte gebezigd (maar is wel erg ingeburgerd) aangezien de eigenlijke betekenis is het verschijnsel van de destabilisatie van colloïden. In dit rapport zal zo veel mogelijk de juiste nomenclatuur worden gebruikt dat wil zeggen coagulatie voor destabilisatie en vlokforming voor microvlokforming en vlokaangroei.

In het nu volgende zullen enkele belangrijke facetten van het vlokformingsproces worden toegelicht namelijk:

- de vlokmiddelen, die voor het proces worden gebruikt;
- de mechanismen, die bij coagulatie een rol spelen;
- de vlokaangroei;
- de uitvoeringsvormen van het proces.

Eén en ander zal worden beschreven volgens literatuurverwijzingen vanuit de drinkwaterbereiding. Getracht zal worden, waar dit mogelijk is, de afvalwaterbehandeling in het geheel te betrekken.

Met name zal dan de fosfaatverwijdering ter sprake komen, omdat dit aspect van tertiaire behandelingstechnieken naast de fosfaatverwijdering op zich tevens een aanzienlijke reductie aan zwevende stoffen te zien zal geven.

#### 4.1.2 *vlokmiddelen*

De bij het vlokformingsproces meest toegepaste vlokmiddelen zijn zouten van driewaardige metalen zoals  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  en

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ . In principe kunnen ook zouten van tweewaardige metaalionen worden toegepast maar zoals in hoofdstuk 4.1.3 zal blijken zijn deze minder effectief en daardoor is meer van het vlokmiddel vereist dan in het geval het metaal driewaardig is.

Het driewaardige Fe- of Al-ion is in water omringd door 6 coördinatief gebonden watermoleculen in een octaëdrische omringing.

Bij toenemende pH kunnen de volgende hydrolysestappen optreden (v.d. Giessen<sup>23</sup>).



Bovendien kunnen reacties optreden, waarbij verbindingen met meer dan één Fe-atoom worden gevormd (zogenaamde polynucleaire complexen).

Voor de hydrolyse van het Al-ion kunnen analoge evenwichtsvergelijkingen worden opgeschreven, en ook hier kunnen complexen met meerdere Al-atomen worden gevormd.

De vorming van de hydrolyseproducten verloopt zeer snel, evenals de polymerisatiereacties, die bovendien irreversibel zijn. Omdat nu juist het  $\text{Fe}^{3+}$ - en het  $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ -ion een belangrijke rol bij de destabilisatie van colloïden spelen, is het gewenst dat het gedoseerde vlokmiddel zo snel mogelijk homogeen over de vloeistof wordt gemengd. Naast de destabilisatie is ook de vorming van het onoplosbare  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  en  $\text{Al}(\text{OH})_3$  van belang, hetgeen in het volgende hoofdstuk zal worden uiteengezet.

Naast de hierboven genoemde vlokmiddelen wordt ook gebruik gemaakt van organische vlokmiddelen. Dit zijn meestal organische polymeren, die een belangrijke rol kunnen spelen bij de zogenaamde adsorptieve coagulatie, hetgeen in paragraaf 4.1.3 aan de orde zal komen. De gebruikte polymeren bestaan uit lange ketens met daaraan ioniseerbare groepen en worden aangeduid als polyelectrolieten. Onderscheid kan worden gemaakt in (Meijers<sup>45</sup>):

- kationische polymeren, die een positieve lading hebben (bijvoorbeeld polydialkyldimethylammonium);
- nonionische, die in water nagenoeg neutraal zijn (bijvoorbeeld polyacrylamide);
- anionische met een negatieve lading, (zoals polyacrylzuur en geactiveerd kiezelzuur).

Vaak ook worden deze stoffen toegevoegd als vlokhelpmiddel na dosering van Fe- of Al-zouten, met als doel een vlok met betere bezinkeigenschappen te creëren.

Tenslotte zij een bij de afvalwaterzuivering veel gebruikt vlokmiddel genoemd, namelijk kalk.

Dit wordt vaak toegepast bij fosfaatverwijdering in de vorm van  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , waarbij de volgende reacties worden verondersteld te verlopen: (Pöpel<sup>52</sup>)



Uiteraard zijn vorenstaande reacties vereenvoudigd (aan het bestaan van  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$  wordt nog getwijfeld), maar zij geven het principe weer dat de fosfaatverwijdering berust op de vorming van onoplosbare Ca-fosfaatverbindingen.

Naast kalk is ook het gebruik van Fe of Al mogelijk, aangezien dan het onoplosbare  $\text{FePO}_4$  of  $\text{AlPO}_4$  gevormd wordt. De keuze van het middel, dat voor fosfaatverwijdering wordt gebruikt, wordt door een groot aantal factoren bepaald (zoals de te behandelen volumestroom, P-concentratie, de alkaliteit enz.).

Als duidelijke nadelen van kalk worden door Koot<sup>38</sup> genoemd:

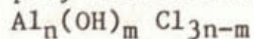
- a. De grote hoeveelheden slib, die ontstaan.
- b. Een gedeelte van het  $\text{Ca}^{2+}$  wordt gebonden door carbonaationen zodat in overmaat moet worden gedoseerd.
- c. Er treedt een sterke pH-stijging op.
- d. De meet- en regelinstrumentatie is kostbaar en kwetsbaar.

Ten aanzien van punt a dient te worden vermeld, dat ook Fe- en Al-zouten een extra slibhoeveelheid met zich meebrengen, evenwel minder dan bij gebruik van kalk. Bij gebruik van Fe of Al treedt een verdubbeling op van de hoeveelheid slib vergeleken met de conventionele zuivering, terwijl dit met kalk ook het geval is en soms zelfs met een factor 3 tot 6 kan toenemen. Met kalk zijn echter alternatieve uitvoeringsvormen bekend, die een geringe slibtoename veroorzaken.

Een vergelijking tussen Fe- en Al-verbindingen leert, dat in de meeste gevallen de toepassing van Fe geprefereerd wordt. In de eerste plaats omdat de Al-verbindingen, die goed oplosbaar zijn, relatief duur, terwijl de goedkopere slecht oplosbaar zijn. En in de tweede plaats zijn de  $\text{Al}(\text{OH})_3$ -vlokken lichter dan de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ -vlokken, waardoor zij minder goed bezinken.

Tenslotte dient voor de volledigheid genoemd te worden, dat in de laatste jaren een aantal nieuwe vlokmiddelen op de markt zijn gekomen, bijvoorbeeld

PAC - poly-aluminiumchloride met als algemene formule



AVR - een Zweeds produkt eveneens op basis van aluminium.

Deze verbindingen zijn allereerst goedkoper dan de andere Al-zouten, terwijl de effectiviteit bij de waterzuivering groter lijkt te zijn.

#### 4.1.3 coagulatie-mechanismen

Men onderscheidt een aantal mechanismen, volgens welke het coagulatieproces kan verlopen (Oskam<sup>49</sup>):

- a. elektrostatische coagulatie
- b. adsorptieve coagulatie, waaronder de zogenaamde flocculatie valt.
- c. precipitatie (zogenaamde "Sweep Coagulation").

De mechanismen zullen achtereenvolgens nader worden toegelicht.

- ad. a. De elektrostatische coagulatie berust op destabilisatie van colloïden ten gevolge van indrukking van de dubbellaag. In hoofdstuk 3 (pag. 9) is reeds het karakter van de dubbellaag beschreven.

Tevens is afgeleid, dat de dikte van de elektrische dubbellaag kan worden verkleind door het verhogen van de ionen-

sterkte. Langs experimentele weg hebben Schultze en Hardy reeds voor 1900 gevonden, dat driewaardige ionen veel effectiever zijn dan twee- of eenwaardige ionen. Theoretisch kan worden afgeleid, dat de effectiviteit afneemt met de 6e macht van de waardigheid, dat wil zeggen

$$3^6 : 2^6 : 1^6 = 729 : 64 : 1$$

Dit betekent, dat bij dosering van  $\text{Fe}^{3+}$ -of  $\text{Al}^{3+}$  men moet trachten om deze driewaardige ionen zo snel mogelijk over de gehele vloeistof te mengen voordat de hydrolyse-acties hebben plaatsgevonden. In de praktijk zullen voornamelijk het  $\text{Fe}^{3+}$ - en het  $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ -ion voor de destabilisatie verantwoordelijk zijn.

Ten gevolge van de indrukking van de dubbellaag worden de afstotende krachten tussen de deeltjes onderling pas werkzaam op een geringere afstand. Is die afstand dusdanig klein, dat de aantrekkende v.d. Waals-krachten gaan overheersen dan kan in een gunstig geval verkleving optreden, zodat de destabilisatie een feit is geworden.

Het verloop van de destabilisatie kan worden gevolgd door meting van de zeta-potentiaal. Schäfer<sup>60</sup> geeft de in tabel 4 gegeven criteria voor de stabiliteit van colloïden bij diverse waarden van de zeta-potentiaal.

stabiliteitskarakteristiek	zeta-potentiaal (mV)
maximale coagulatie	+ 3 tot 0
uitstekende coagulatie	- 1 tot - 4
matige coagulatie	- 5 tot - 10
grenswaarde coagulatie	- 11 tot - 20
geringe stabiliteit	- 21 tot - 30
matige stabiliteit	- 31 tot - 40
goede stabiliteit	- 41 tot - 50
zeer goede stabiliteit	- 61 tot - 80

Tabel 4. Stabiliteit bij verschillende waarden van de zeta-potentiaal

Deze tabel suggereert, dat maximale coagulatie optreedt bij een zeta-potentiaal van circa 0 mV. Voor een aantal verontreinigingen zal dat inderdaad het geval zijn, doch van een algemene stelregel kan men niet spreken. Voor elk type water zullen de optimale omstandigheden voor destabilisatie dan ook moeten worden bepaald.

ad. b. Adsorptieve coagulatie

De gevormde hydrolyseproducten van Fe- en Al-zouten hebben de eigenschap, dat ze zeer sterk adsorberen aan een oppervlak.

Dit geldt vooral ook voor de polynucleaire metaalverbindingen.

In dit geval vindt de destabilisatie plaats door adsorptie van de metaalhydroxylcomplexen. Indien die complexen een positieve lading hebben, hetgeen bij een pH beneden het isoelektrisch punt het geval is, dan speelt de elektrostatistische coagulatie eveneens een rol.

Boven het isoëlektrisch punt zijn de metaalcomplexen negatief geladen en is er uitsluitend sprake van adsorptie. Indien de metaalcomplexen relatief groot zijn, kunnen deze tevens als brugvormers dienst doen.

Dit speelt vooral een rol bij de adsorptieve coagulatie met polymeren, de zogenaamde flocculatie. De hoeveelheid gedoseerd polymeer is hierbij belangrijk. Bij een te geringe dosering treedt na de destabilisatie restabilisatie op, waarbij de polymeerketen zich op meerdere plaatsen in de keten aan het deeltje vastzet. Bij een overdosering wordt elk deeltje geheel bedekt door het polymeer-molecuul, zodat geen brugvorming meer optreedt. Het gebeuren is schematisch weergegeven in fig. 2 (Sontheimer<sup>67</sup>).


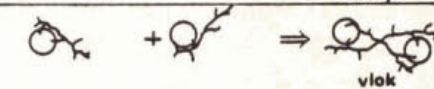
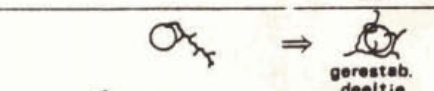
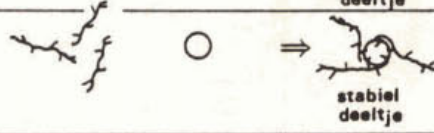
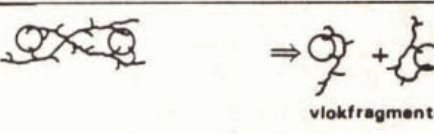
reactie	omschrijving	schematische weergave
1	Adsorptie bij optimale polymeer-dosering	
2	Vlokvorming	
3	Secondaire adsorptie (restabilisatie)	
4	Adsorptie bij overmaat polymeer	
5	Vlokafbraak door te grote wrijvingskrachten	

Fig. 2. Schematische weergave van polymeer-flocculatie

Zoals reeds eerder is gezegd kunnen de polymeren een anionisch, een kationisch of een non-ionisch karakter hebben. Met polymeren met een ladingsteken als dat van het colloïd vindt de uitvlokking plaats door adsorptie en brugvorming evenals bij de ongeladen polymeren. Bij polymeren met een lading, tegengesteld aan die van het colloïd, kan tevens de elektrostatistische coagulatie een rol spelen.

Voor een meer uitgebreide behandeling wordt verwezen naar Meijers<sup>45</sup>.

#### ad. c. Precipitatie ("Sweep Coagulation")

Deze vorm van coagulatie is geïntroduceerd door Packham, die heeft gevonden dat in het water aanwezige deeltjes worden verwijderd doordat die in de massa van de uitvlokkende hydrolyseprodukten worden ingesloten. Hij baseerde die uitspraak op een aantal waarnemingen, gedaan bij verwijdering van kleideeltjes. Enkele voorbeelden zijn:

- a. de coagulatie hangt sterk af van het type vlokmiddel en de samenstelling van het water en in veel mindere mate van de eigenschappen van de kleideeltjes;
- b. de optimale werking van Fe- en Al-zouten is onder die omstandigheden, dat ze het snelst precipiteren;
- c. het al of niet optreden van vlokvorming correspondeert niet met de reductie van de zeta-potentiaal.

In de praktijk zal deze vorm van coagulatie vaak optreden. Eén van de redenen is, dat meestal gewerkt wordt bij een pH van 7 à 8, waarbij precipitatie van  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  en  $\text{Al}(\text{OH})_3$  vrij gemakkelijk optreedt.

Het zal duidelijk zijn, dat de fosfaatverwijdering bij de afvalwaterzuivering een precipitatieproces is, voor zover het opgeloste fosforverbindingen betreft.

Stumm en O'Melia<sup>72</sup> maken het verband tussen adsorptieve coagulatie en neerslagvorming duidelijk. Zij tonen aan dat beide methoden elkaar min of meer aanvullen. In fig. 3 is de coagulatie met behulp van Fe- of Al-zouten bij constante pH schematisch weergegeven voor een aantal concentraties aan colloïdaal materiaal, uitgedrukt in een oppervlakteconcentratie, omdat dit voor adsorptie van essentieel belang is.

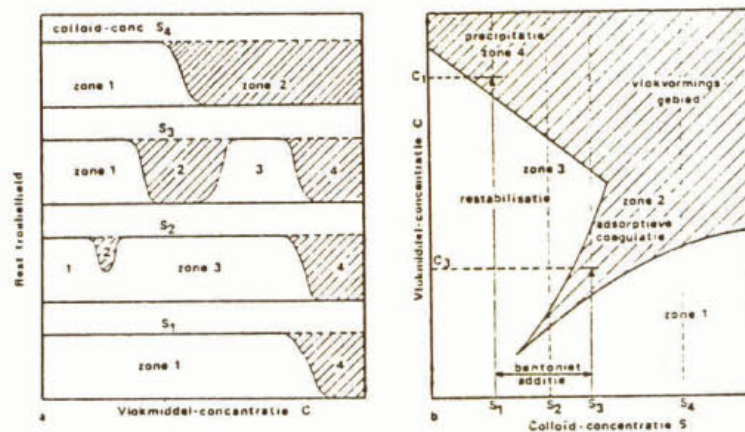


Fig. 3. Schematische weergave van de coagulatie met Fe- of Al-zouten bij constante pH

Uit deze figuur blijkt, dat bij een lage concentratie  $S_1$  aan colloïdaal materiaal geen adsorptieve coagulatie optreedt omdat het beschikbare oppervlak te klein is.

Verhoging van de dosering leidt ten slotte tot precipitatie van  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  of  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . Wordt nu de colloïdconcentratie verhoogd tot bijvoorbeeld  $S_3$ , dan treedt wel een adsorptieve coagulatie op. Dit is tevens een verklaring voor de in de praktijk soms toegepaste dosering van bentoniet (een bepaald type minerale klei) of geactiveerd kiezelzuur. Beiden verhogen namelijk het voor adsorptie beschikbare oppervlak, hetgeen leidt tot uitvloeking bij een Fe- of Al-dosering, die aanmerkelijk lager is dan die, welke voor precipitatie is vereist.

Samenvattend kan gesteld worden dat van de beschreven mechanismen de adsorptieve coagulatie de meest optredende vorm is. In de prak-



tijk zal echter ook vaak precipitatie optreden in verband met de omstandigheden, waaronder in het algemeen wordt gewerkt. Elektrostatische coagulatie tenslotte zal in de meeste gevallen wel in enige mate optreden, maar zal geen doorslaggevende rol spelen.

#### 4.1.4 vlokaangroei

Na de destabilisatie van de deeltjes moeten deze aangroeien tot een zodanige grootte, dat ze door middel van sedimentatie, flotatie of filtratie uit het water kunnen worden afgescheiden.

Deze aangroei kan op twee manieren plaatsvinden namelijk ten gevolge van de thermische of Brownse beweging en door het creëren van extra agitatie. De eerste vorm noemt men de perikinetische, de laatste de orthokinetische vlokvorming. Beiden zullen hieronder worden toegelicht.

##### Perikinetische vlokvorming.

Zoals gezegd is het hierbij de Brownse beweging, die de deeltjes tot botsing en verkleving brengt. Volgens de literatuur verloopt de afname van het aantal deeltjes als een tweede orde proces, hetgeen mathematisch als volgt kan worden weergegeven (Stumm en Hahn<sup>71</sup>):

$$-\frac{dN}{dt} = k \cdot N^2 \quad (4)$$

Integratie levert:

$$\frac{1}{N} - \frac{1}{N_0} = k \cdot t \quad (5)$$

Hierin stellen voor: N - het aantal deeltjes per volume-eenheid op tijdstip t ( $m^{-3}$ )

$N_0$  - het aantal deeltjes per volume-eenheid op tijdstip t = 0 ( $m^{-3}$ )

t - de tijd (sec)

k is een soort reactiesnelheidsconstante, die uit de volgende factoren is samengesteld

$$k = \alpha \frac{4k'T}{3\eta} \quad (6)$$

waarin voorstelt  $\alpha$  : de botsingsefficiëntie, dat wil zeggen de fractie van het totaal aantal botsingen, dat inderdaad tot verkleving leidt.

$k'$ : de Boltzmann-constante (J/K)

T: de absolute temperatuur (K)

$\eta$ : de viscositeit van het water (Pa.s)

De perikinetische vlokvorming is volgens Oskam<sup>49</sup> van belang voor deeltjes, die kleiner zijn dan 1  $\mu m$ . Toch zal niet de diameter van de deeltjes bepalend zijn voor de afname van het aantal deeltjes, doch het aantal deeltjes zelf. In formule (4) komt namelijk de diameter van de deeltjes niet voor, maar wel het aantal deeltjes N. Als N kleiner wordt, wordt ook de botsingskans kleiner en dus de afnamesnelheid van het aantal deeltjes.

Om de afnamesnelheid te vergroten moet men langs kunstmatige weg de botsingskans vergroten hetgeen door bijvoorbeeld roeren bereikt kan worden.

Deze fase noemt men de orthokinetische vlokvorming.

### Orthokinetische vlokvorming

Door het creëren van snelheidsgradiënten worden deeltjes met elkaar in contact gebracht, zodat weer samenleving kan optreden. De afname van het aantal deeltjes kan dan beschreven worden volgens

$$-\frac{dN}{dt} = \alpha' \cdot \frac{4\phi}{\pi} \cdot \frac{du}{dz} \cdot N \quad (7)$$

Hierin is N : het aantal deeltjes per volume-eenheid  
op tijdstip t (m<sup>-3</sup>)  
t : de tijd (sec)  
α': de botsingsefficiëntie  
φ : de volumetrische concentratie van  
deeltjes (m<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>)  
 $\frac{du}{dz}$ : de aangelegde snelheidsgradiënt (sec<sup>-1</sup>)

De volumetrische concentratie kan ook geschreven worden als

$$\phi = \frac{1}{6} \cdot \pi \cdot d^3 \cdot N \quad (8)$$

als d de diameter van een deeltje voorstelt (m)  
De snelheidsgradiënt  $\frac{du}{dz}$  wordt in de literatuur meestal aangeduid als de G-waarde. Deze is een maat voor de aan het systeem toegevoegde energie. Voor de berekening daarvan hebben Camp en Stein<sup>11</sup> de volgende relatie afgeleid:

$$\frac{du}{dz} = G = \sqrt{\frac{P}{\eta \cdot V}} \quad (9)$$

waarin is: P: het ingebrachte vermogen (W)  
V: de nuttige inhoud van het vat (m<sup>3</sup>)  
η: de viscositeit (Pa.s)

Deze relatie is in principe alleen geschikt voor energieinbreng door middel van roeren, maar kan door enkele rekentechnische manipulaties ook bij andere systemen worden toegepast.

Substitutie van vergelijking (8) in (7) levert de formule, die in de meeste gevallen wordt genoemd namelijk.

$$-\frac{dN}{dt} = \alpha' \cdot \frac{2}{3} G \cdot d^3 \cdot N^2 \quad (10)$$

Hieruit blijkt, dat de vlokvorming sneller gaat, als de diameter al reeds relatief groot en het aantal deeltjes niet te klein is.

De ingebrachte energie, die in eerste instantie de vlokvorming stimuleert, kan er echter ook de oorzaak van zijn, dat reeds gevormde vlokken weer tot kleinere uiteenvallen. De gevormde vlokken zijn namelijk niet bestand tegen afschuifkrachten, die de onderlinge adhesiekrachten overschrijden.

Het is echter moeilijk dit in een mathematische vorm te formuleren, aangezien er een aantal factoren zijn die moeilijk exact beschreven kunnen worden. Stevenson<sup>69</sup> geeft enkele opmerkingen ten aanzien van de maximale afschuifspanning, maar komt niet tot mathematische uitdrukkingen, voornamelijk door de bijna ondefinieerbare structuur van de gevormde vlokken.

Duidelijk is wel, dat bij een bepaalde energie-inbreng er een evenwichtssituatie zal ontstaan ten aanzien van de vloggrootte. Experimenteel dient de meest geschikte G-waarde voor een bepaalde installatie en een bepaalde waterkwaliteit te worden bepaald.

#### 4.1.5 uitvoering van het proces

De meest voorkomende uitvoering van het destabilisatie- en vlok-vormingsproces is die met behulp van geroerde vaten. De destabilisatiefase wordt aangeduid als de zogenaamde snelle menging (engels: Rapid mixing). Het doel daarvan is, om in een zo kort mogelijke tijd het gedoseerde vlokmiddel homogeen over de vloeistof te verdelen. De in paragraaf 4.1.2 vermelde reacties verlopen zeer snel, terwijl de polymerisatiereacties bovendien nog irreversibel zijn. Theoretisch dient de menging binnen één seconde plaats te vinden, maar in de praktijk is dat nauwelijks realiseerbaar. Van Melick<sup>46</sup> concludeert dat de mengtijd in de praktijk varieert van 30 tot 120 seconden. De energie-inbreng gedurende deze mengfase kan eveneens uitgedrukt worden in de G-waarde. Deze zal dan te minste  $1000 \text{ sec}^{-1}$  moeten bedragen. Naast de menging in geroerde vaten bestaan ook andere methoden, die vaak een snellere menging kunnen bewerkstelligen dan in geroerde vaten mogelijk is. Vrale en Jordan<sup>85</sup> geven een aantal mogelijke mengsystemen en concluderen dat een menging in een leiding die van een menginrichting (zie fig. 4) is voorzien, aanzienlijk efficiënter is dan in een geroerd vat.

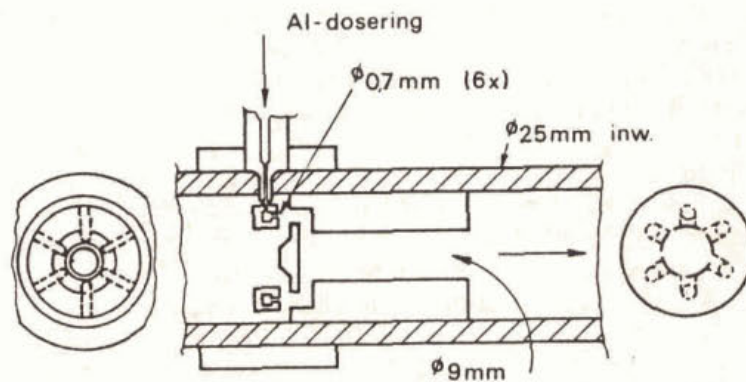


Fig. 4. Voorbeeld van een mengsysteem in een leiding

Ook is gebleken, dat in zo'n geval de G-waarde veel groter mag zijn dan  $1000 \text{ sec}^{-1}$ , omdat de mengtijd aanzienlijk korter is. Zeer veelbelovend, en in enkele gevallen tot tevredenheid werkend, zijn de statische mixers, waarbij in de leiding een zodanige verdeelinrichting is aangebracht, dat in enkele tienden van seconden de waterstroom in een groot aantal deelstromen is gesplitst. Door het telkens opnieuw verdelen en weer laten samenkomen van de deelstromen vindt binnen zeer korte tijd een homogene verdeling plaats. Deze mixers zijn in een aantal typen leverbaar, die voornamelijk verschillen ten aanzien van de aangebrachte typen lamellen en de plaatsing daarvan. Fig. 5 toont een voorbeeld van zo'n mengelement, met daarbij schematisch aangegeven, hoe de menging verloopt. Van Melick<sup>46</sup> geeft ontwerpcriteria van statische mixers, waarbij voor G kan worden genomen een waarde tussen  $1000$  en  $5000 \text{ sec}^{-1}$ ,

en waarbij de mengtijd bij voorkeur moet liggen tussen 0,5 en 1 sec.

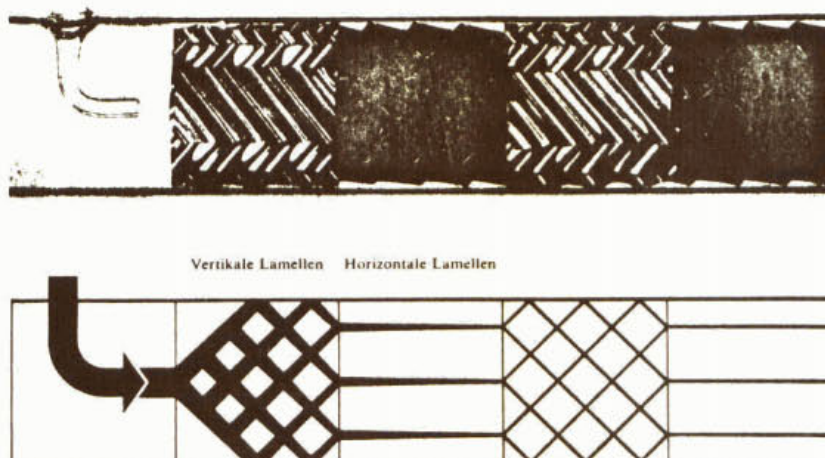


Fig. 5. Statisch mengelement en de werking daarvan schematisch weergegeven <sup>73</sup>

Na de snelle mengfase moet de vlokvorming worden bevorderd door inbreng van energie, hetgeen eveneens meestal door middel van roeren wordt bereikt. Experimenteel moet worden bepaald, welke G-waarde voor een bepaald systeem aan de vlok de beste bezinkeigenschappen geeft. Zoals in het vorige hoofdstuk is aangegeven wil men enerzijds een hoge G-waarde om de vlokvormingssnelheid te verhogen, maar anderzijds moet G niet zo hoog zijn, dat ten gevolge van de wrijvingskrachten de vlokken in te kleine fragmenten uiteenvallen. Om aan beide eisen te voldoen voert men de vlokvorming uit in meerdere in serie geschakelde compartimenten, waarin de ingebrachte roerenergie in elk volgend compartiment lager is dan in het voorgaande. Te Kippe en Ham<sup>77</sup> vinden de beste resultaten bij vlokvorming in 4 compartimenten met elk een gemiddelde verblijftijd van 5 minuten, waarbij de G-waarden 140, 90, 70 en 50  $\text{sec}^{-1}$  bedragen. Als criterium voor de vlokvorming wordt ook wel het produkt van G en de verblijftijd T genomen.

Camp<sup>10</sup> neemt aan, dat voor een goede vlokvorming de GT-waarde moet liggen tussen 10.000 en 100.000 bij een totale verblijftijd van circa 20 minuten.

Ook op het gebied van de vlokvorming zijn er nieuwe technieken in ontwikkeling. Zo zijn in Nederland experimenten uitgevoerd met golfplaatflocculatoren. Daarbij stroomt het water tussen golfplaten en ten gevolge van de steeds terugkerende vernauwing en verwijding wordt de benodigde energie ingebracht.

Ten gevolge van technische problemen (onder ander vervuiling) bij de realisering zijn nog geen resultaten bekend van dit soort experimenten.

Bij de vlokingsfiltratie wordt de benodigde energie verkregen door de stroming door het bed van korrelvormig materiaal.

In het bed vindt dus zowel de vlokvorming als de vlokverwijdering plaats. De uitvoering hiervan zal worden besproken in hoofdstuk 5.

## 4.2 Toepassingen

In de literatuur zijn slechts enkele experimenten beschreven, die betrekking hebben op de verwijdering van zwevende stoffen door middel van het vlokformingsproces. Er is namelijk een aantal facetten, die deze toepassing minder aantrekkelijk maken zoals

- de aanzienlijke ruimtebehoefte, die een goed uitgevoerde vlokformingsinstallatie vereist;
- de noodzaak van een extra vlokafscheidingsysteem (bijvoorbeeld sedimentatie, flotatie of filtratie);
- de vorming van een niet onaanzienlijke hoeveelheid extra slib, dat verwerkt moet worden.

Een en ander maakt dit proces financieel gezien minder aantrekkelijk. Gezien echter de gunstige resultaten, die verwacht mogen worden, dienen de resultaten van enkele in de literatuur beschreven experimenten binnen dit kader niet ongenoemd te blijven.

McLellon e.a.<sup>44</sup> beschrijven experimenten met bekeerglasapparatuur waarmee de invloed van een coagulatie met een  $Fe^{3+}$ -oplossing op diverse kwaliteitsparameters is bepaald. Met het effluent van een oxydatiebed, dat de in tabel 5 gegeven kwaliteit heeft, is een groot aantal experimenten uitgevoerd.

parameter	eenheid	min.	max.	gem.
zwevende stof	(mg/l)	15	115	60
troebelheid	(JTU)	-	-	ca. 20
CZV	(mg/l)	90	330	210
totaal fosfaat	(mg/l)	9	18	14
NH <sub>3</sub> -stikstof	(mg/l)	-	-	12
N-Kjeldahl	(mg/l)	-	-	18
N-totaal	(mg/l)	-	-	30
aantal coliform bact.	(N/100 ml)	$2 \cdot 10^6$	$120 \cdot 10^6$	$43 \cdot 10^6$
Zeta-potentiaal	(mV)	-36	-22	-27
pH	-	7,2	7,6	7,4

Tabel 5. Karakterisering effluentkwaliteit voor de experimenten van

McLellon<sup>44</sup>

De belangrijkste resultaten zijn:

- CZV-verwijdering 70 - 90 %
- bacterie-verwijdering ca. 99,9 %
- fosfaat-verwijdering 99 %
- N-totaal-verwijdering ca. 35 %.

Uit de experimenten van McLellon blijkt dat, bij de voor een maximale troebelheidsverwijdering benodigde ijzerdosering, ook de maximale verwijdering van de genoemde verontreinigende bestanddelen optreedt. Dit wijst er op, dat het grootste gedeelte van de verontreinigingen (en zeker van CZV en N) in colloïdale vorm aanwezig is. Opvallend is nog dat de benodigde ijzerdosering zeer sterk varieert bij relatief kleine troebelheidsvariatiën van het water, hetgeen moge blijken uit figuur 6.

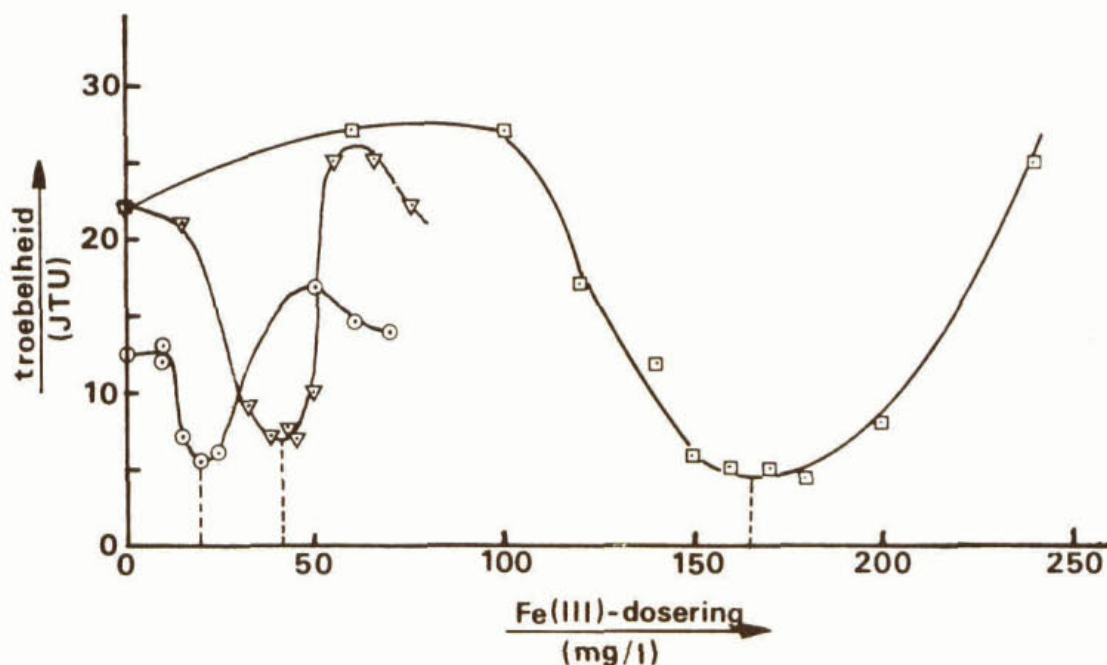


Fig. 6 De vereiste Fe-dosering voor optimale troebelheidsverwijdering bij verschillende aanvangswaarden<sup>44</sup>

Dit betekent, dat de troebelheid slechts in beperkte mate gebruikt kan worden als karakteristieke grootte voor de kwaliteit van een watertype en zeker geen maat is voor de vereiste vlokmiddeldosering.

Een andere belangrijke grootte bij het vlokformingsproces is de pH, waarbij de vlokvorming wordt uitgevoerd. Figuur 7 toont de resttroebelheid als functie van de pH.

Hieruit blijkt, dat de maximale verwijdering optreedt bij een pH van ca. 5,5 en niet sterk afhankelijk is van de aanvangswaarde van de troebelheid.

De zeta-potentiaal blijkt dan volgens McLellon's experimenten te liggen tussen -5 en +5 mV.

Cavagnaro e.a.<sup>12</sup> voeren naast bekerglasproeven ook continue experimenten uit op semi-technische schaal (0,1 l/sec). Deze experimenten zijn gericht op fosfaatverwijdering door combinatie van kalk en ijzer als vlokmiddel. Uit de experimenten blijkt, dat een additionele Fe-dosering van 4,2 mg/l resulteert in een vereiste kalkhoeveelheid, die aanmerkelijk lager is (200 in plaats van 360 mg/l  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) dan zonder Fe-zout, terwijl het restgehalte aan fosfaat op het gewenste niveau blijft (0,7 mg/l, uitgaande van 4,2 mg/l P). Ook andere verontreinigingen worden dan beter verwijderd. Het zwevend-stofgehalte wordt met ca. 350 mg/l  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  verlaagd van 48 naar ca. 23 mg/l, terwijl een extra dosering van 4,2 mg/l Fe een verdere verlaging tot ca. 15 mg/l veroorzaakt bij aanmerkelijk lagere kalkdoseringen (zie figuur 8).

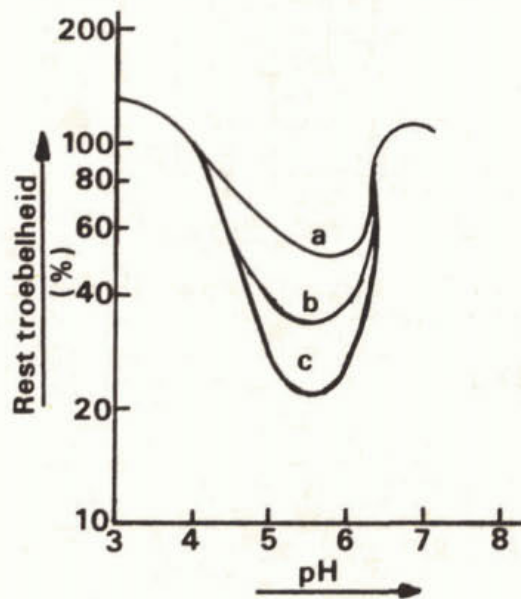


Fig. 7. Resttroebelheid als functie van de pH  
(Begintroebelheid a: 11 JTU, b: 20 JTU en c: 22 JTU).

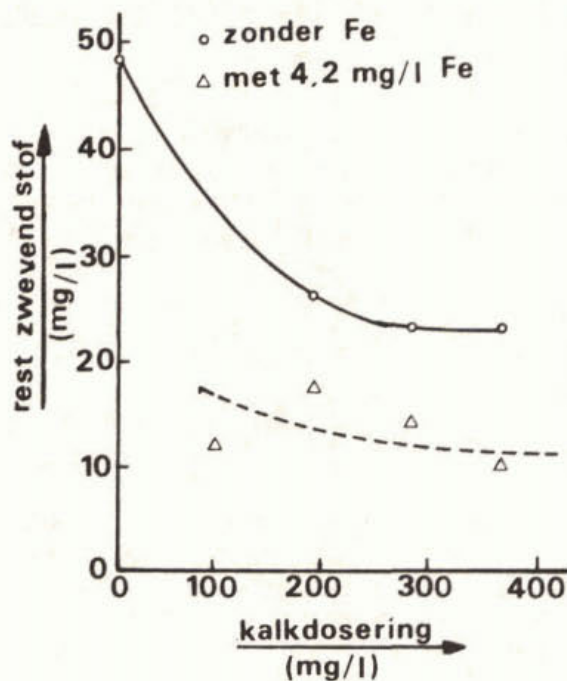


Fig. 8. Invloed van 4,2 mg/l Fe op de zwevende stofverwijdering door kalkprecipitatie<sup>12</sup>

Rebhun en Streit<sup>55</sup> voeren experimenten uit in batchreactoren waarbij eveneens goede resultaten worden bereikt met kalk en ijzerchloride als vlokmiddel in hoeveelheden van 800 respectievelijk 220 mg/l (dit laatste komt overeen met ca. 1 mg/l  $Fe^{3+}$ ). Daarbij worden de in tabel 6 gegeven effecten waargenomen.

parameter	eenheid	voor coag.		na coag.		verw. %	
		tot.	opg.	tot.	opg.	tot.	opg.
troebelheid	JTU	55	-	2	-	96	-
BZB	mg/l	40	-	6	-	85	-
CZV	mg/l	225	150	95	95	58	37
N-Kjeldahl	mg/l	15	9	6	6	60	33
fosfaat	mg/l PO <sub>4</sub>	-	24	-	0,2	-	99

Tabel 6. Resultaten van coagulatie met kalk en Fe<sup>55</sup>

O'Farrell en Bishop<sup>48</sup> beschrijven experimenten in een continu werkende installatie (ca. 19 m<sup>3</sup>/h), waarbij na de vlokvorming (met 350 tot 550 mg/l kalk en 5 mg/l Fe) en de vlokverwijdering snelfiltratie wordt toegepast (filtratiesnelheid ca. 8 m/h). De resultaten zijn samengevat in tabel 7.

parameter	effluent conc.	na vlokvorming en -verwijdering		na filtratie	
		conc.	verw. %	conc.	verw. %
BZV	10-30 mg/l	1,6-13	59-92	1,3-11	68-94
CZV	50-70 "	18 -27	ca. 60	17 -26	ca. 63
TOC	19-23 "	8 -12	50-60	8 -11	50-60
fosfaat	6,1-7,3 "	0,1-0,7	89-89	0,06-0,36	95-99
zw. stof	ca. 33 "	ca. 17	ca. 50	4 - 8	80-90

Tabel 7. Samenvatting van de resultaten van een continu uitgevoerde vlokvorming<sup>48</sup>

In veel gevallen wordt de vlokvorming en vlokverwijdering uitgevoerd in één ruimte, een zogenaamde clarifier (zie figuur 9). Afhankelijk van de eigenschappen van de aanwezige zwevende stoffen zal de verwijdering daarvan in niet alle gevallen voldoen aan de eisen, hetgeen een extra vlokverwijderingsproces noodzakelijk kan maken. In het laatstgenoemde voorbeeld is daarvoor snelfiltratie gekozen, en ook Berg e.a.<sup>6</sup> gebruiken snelfiltratie om de kwaliteit van het effluent van de clarifier te verbeteren.

Uit het bovenstaande blijkt, dat het in principe mogelijk is om met behulp van vlokvorming en vlokverwijdering het zwevend-stofgehalte aanmerkelijk te verlagen.

De genoemde experimenten zijn echter gericht op verwijdering van fosfaten, en niet op die van zwevende stoffen. De oorzaak hiervan is te wijten aan de aan het begin van deze paragraaf genoemde nadelen van dit proces. Bovendien zijn er alternatieve methoden, die voor verwijdering van zwevende stoffen beter geschikt zijn, hetgeen in de volgende hoofdstukken zal blijken.



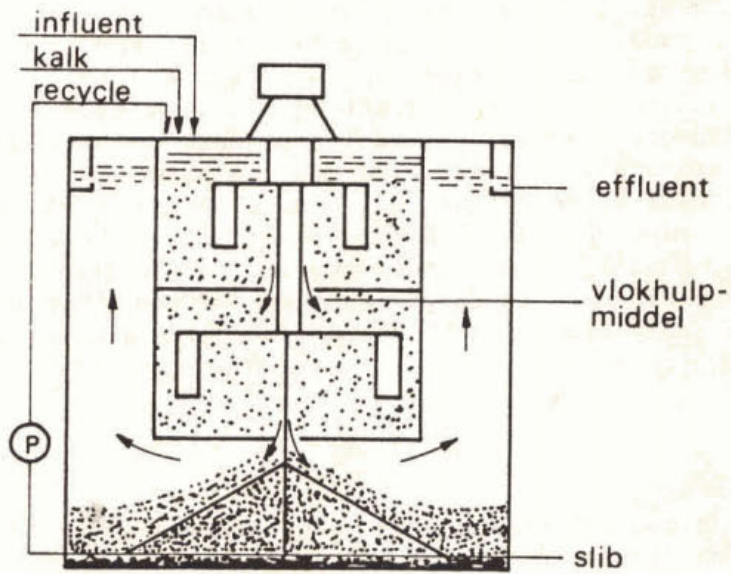


Fig. 9. Schematische voorstelling van een clarifier

## 5 FILTRATIE

### 5.1 Principes van het filtratieproces

#### 5.1.1 *inleiding*

Zowel bij de drinkwaterbereiding als bij de afvalwaterzuivering wordt gebruik gemaakt van het filtratieproces.

In het eerste geval als vlokverwijderingstechniek (meestal na een sedimentatiestap) en in het tweede geval als additionele zuiveringstrap voor de verwijdering van zwevende stoffen uit effluent van een rioolwaterzuiveringsinrichting. In de meeste gevallen bedoelt men dan die vorm van filtratie, waarbij de scheiding tussen water en vaste stoffen plaats vindt in een poreus medium.

Dit poreuze medium bestaat dan uit een bed van korrelvormig materiaal, zoals zand. Dit zandbed wordt door het te behandelen water doorstroomd, waarbij de zwevende, en soms ook colloïdale deeltjes, worden afgescheiden en in de poriën tussen de zandkorrels achterblijven. Dit zuiveringseffect is door Iwasaki<sup>33</sup> als volgt wiskundig voorgesteld:

$$- \frac{dC}{dZ} = \lambda \cdot C \quad (11)$$

waarin voorstelt:

C - de concentratie aan zwevend materiaal (g/m<sup>3</sup>)

Z - de diepte in het filterbed (m)

$\lambda$  - een evenredigheidsconstante, die de filtratiecoëfficiënt wordt genoemd (m<sup>-1</sup>)

Vergelijking (11) geeft weer, dat de concentratie aan verontreinigende deeltjes exponentieel met de hoogte afneemt. Immers, integratie van (11) met als randvoorwaarde C = C<sub>0</sub> (de concentratie bij intrede in het filter) als Z = 0 resulteert in vergelijking (12).

$$C = C_0 \cdot e^{-\lambda \cdot Z} \quad (12)$$

Hierbij is echter verondersteld, dat de filtratiecoëfficiënt een constante is, hetgeen beslist niet het geval is. Het is juist deze filtratiecoëfficiënt, die ten grondslag ligt aan de zeer vele filtratietheoriën, die in de loop der jaren door diverse onderzoekers zijn ontwikkeld. Huisman<sup>27</sup> geeft een overzicht van de vele relaties, die voor de filtratiecoëfficiënt zijn opgesteld. Het zou echter te ver voeren, deze inzichten van de diverse auteurs hier nader toe te lichten. Volstaan wordt met de vermelding, dat  $\lambda$  afneemt met de tijd, waardoor twee belangrijke verschijnselen optreden.

In de eerste plaats betekent een lagere waarde voor  $\lambda$  een geringere verlaging in de concentratie over een laagje dz in het filterbed. Daardoor kan in een volgende laag meer worden afgevangen, hetgeen betekent, dat het gehele filterbed efficiënter wordt benut. Dit betekent tevens, dat de bovenste lagen van het filtermateriaal minder worden belast, waardoor minder snel verstopping op zal treden. Deze verstopping veroorzaakt een sterke toename van de weer-

stand die het door het bed stromende water ondervindt. In het geval van een niet vervuild bed wordt deze weerstand weergegeven door de vergelijking van Carman-Kozeny, welke luidt:

$$\Delta P = K \cdot \frac{(1-\epsilon)^2}{\epsilon^3} \cdot a_v^2 \cdot v \cdot L \cdot \eta \quad (13)$$

Hierin is:  $\Delta P$  : de drukval over het filterbed (N/m<sup>2</sup>)  
 $K$  : de Kozeny-constante (meestal wordt  $K=5$  verondersteld)  
 $a_v$  : het specifiek oppervlak van de korrels per volume-eenheid vaste stof (m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>)  
 $\eta$  : de viscositeit van de vloeistof (Ns/m<sup>2</sup>)  
 $v$  : de vloeistofsnelheid betrokken op de lege doorsnede van het filter (de zogenaamde superficiële snelheid) (m/s)  
 $L$  : de hoogte van het filterbed (m)  
 $\epsilon$  : de porositeit van het filterbed.

Deze laatste grootheid wordt gedefinieerd als zijnde de lege ruimte per volume-eenheid filterbed.

$$\epsilon = \frac{V_{\text{tot}} - V_{\text{korrels}}}{V_{\text{tot}}} \quad (14)$$

Voor zand is de waarde van  $\epsilon$  0,4-0,45 en voor hydro-anthraciet (eveneens een veel toegepast filtermateriaal bij de drinkwaterbereiding) 0,5-0,6.

Huisman<sup>27</sup> geeft een wiskundige afleiding van de invloed van accumulatie van vaste stoffen in de poriën, maar wijst erop, dat de daarvoor noodzakelijke veronderstellingen altijd aanvechtbaar zijn. In dit kader zal hierop dan ook niet nader worden ingegaan. Sterk vereenvoudigd kan gesteld worden, dat ten gevolge van accumulatie in de poriën, de porositeit afneemt, met als gevolg een grotere stromingsweerstand in het bed.

Indien deze stromingsweerstand een bepaalde waarde heeft overschreden, moet het filterbed geregenereerd worden. De manier, waarop dit kan geschieden, zal later in dit hoofdstuk worden behandeld.

Allereerst zal nu worden ingegaan op enkele uitvoeringsvormen van het filtratieproces en de voor het filtratieproces van belang zijnde mechanismen.

### 5.1.2 uitvoeringsvormen

Het filtratieproces wordt in de praktijk op een aantal verschillende manieren uitgevoerd. Figuur 10 op pagina 32 geeft een overzicht van de diverse uitvoeringsvormen. Zoals uit de figuur blijkt, kan een eerste onderscheid worden gemaakt naar de toegepaste filtratiesnelheid, waarbij men spreekt van langzame zandfiltratie of snelfiltratie. Bij snelfiltratie zijn weer twee uitvoeringsvormen bekend, namelijk de opwaarts en neerwaarts doorstroomde filters. Het bed van een snelfilter kan vervolgens opgebouwd zijn uit één laag (enkellaagsfilter) of meerdere lagen van verschillende filtermaterialen (meerlaagsfilter). Tenslotte kan de filtratie uitgevoerd worden met of zonder dosering van chemicaliën, die het filtratierendement verhogen. De genoemde uitvoeringsvormen zullen achtereenvolgens beknopt worden toegelicht.

filtratiesnelheid

stromingsrichting

gelaagdheid van het bed

dosering van vlok- of flokhuipmiddelen

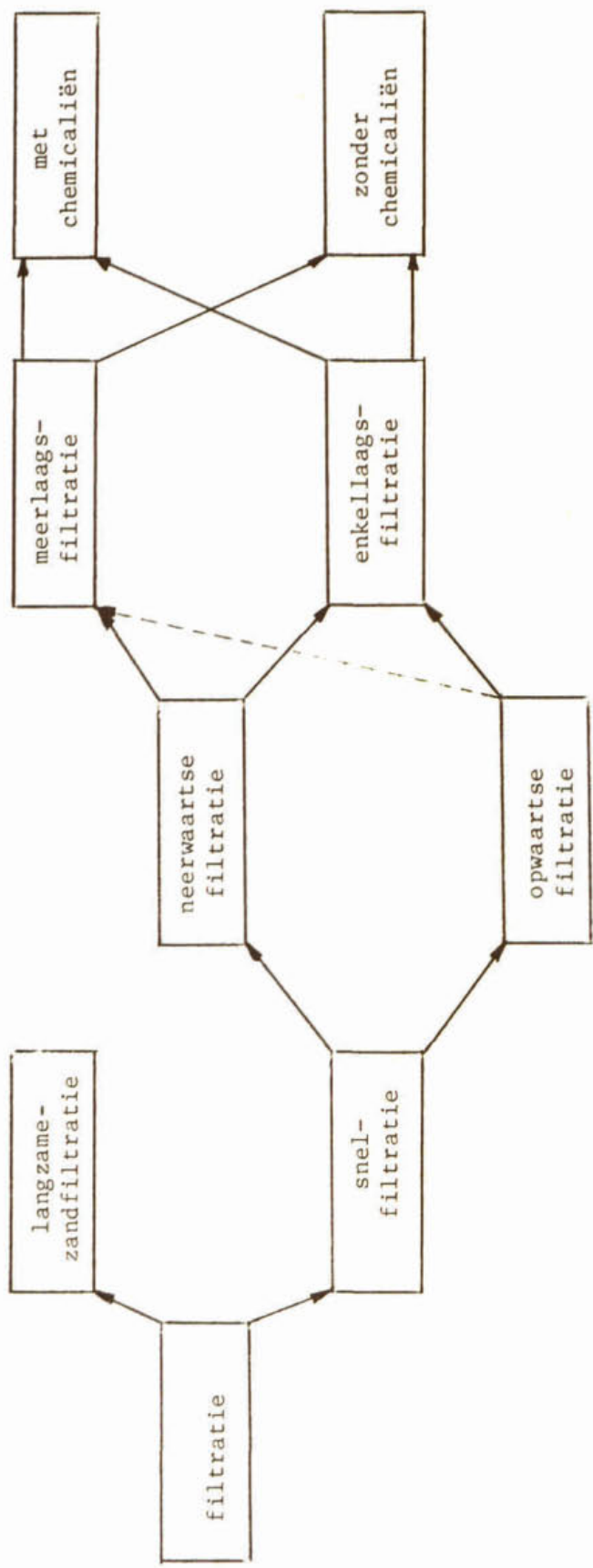


Fig. 10. Overzicht van de uitvoeringsvormen van het filtratieproces

Langzame-zandfiltratie wordt al sinds het begin van de vorige eeuw toegepast bij de bereiding van drinkwater en wel voornamelijk als laatste zuiveringstrap. Gebleken is, dat een langzaam-zandfilter een aanzienlijke verlaging van het aantal bacteriën veroorzaakt. Zodanig zelfs, dat uitgaande van oppervlaktewater, hygiënisch betrouwbaar drinkwater kan worden verkregen. Daarnaast wordt ook gesuspendeerd materiaal efficiënt verwijderd, terwijl ook een oxydatie van organische stoffen met behulp van bacteriën optreedt, hetgeen resulteert in een verbetering van kleur, geur en smaak van het water. Er kleven echter nogal wat nadelen aan het proces en vooral na invoering van de chemische desinfectie (bijvoorbeeld met chloor) heeft de langzame-zandfiltratie wat terrein moeten prijsgeven. Door Huisman<sup>28</sup> wordt uitgebreid ingegaan op het ontwerp, de uitvoering en de werking van langzame-zandfilters.

In het algemeen wordt een filtratiesnelheid gehanteerd van 0,03 tot 0,12 mm/s, gebruik makend van een 0,6 - 1,2 m hoog zandbed met een effectieve korreldiameter van 0,15 tot 0,35 mm. Die relatief kleine korrelgrootte, gecombineerd met de lage filtratiesnelheid, is er de oorzaak van dat het grootste gedeelte van de te verwijderen stoffen zich in een toplaag van slechts enkele centimeters afzet, hetgeen leidt tot verstoppingsfiltratie. Het regenereren van het filterbed vindt plaats door de toplaag mechanisch te verwijderen.

Tegenover de langzame-zandfiltratie staat de snelfiltratie, die in de praktijk veel vaker wordt toegepast aangezien deze vorm een aantal praktische voordelen biedt ten opzichte van de langzame-zandfiltratie. In de eerste plaats is de filtratie-snelheid veel hoger, namelijk 1,4 - 4,2 mm/s, hetgeen een aanzienlijke besparing betekent ten aanzien van het benodigde filteroppervlak. Bovendien betekent die hogere snelheid, dat de afgevangen deeltjes zich dieper in het bed kunnen begeven, waardoor diep-bed-filtratie optreedt. Er wordt dan op een meer efficiënte wijze gebruik gemaakt van het voor vuilberging beschikbare poriënvolume. Daarbij komt dat het regenereren van het bed eenvoudiger is door het bed te doorstromen met een hogere snelheid, waardoor een zekere mate van fluïdisatie van het filtermateriaal optreedt en de verontreinigingen uit het bed worden verwijderd. Op het spoelen van snelfilters zal later in dit hoofdstuk uitvoeriger worden ingegaan. Nu dient te worden vermeld, dat ten gevolge van het spoelen er een stratificatie van het filtermateriaal optreedt. Daardoor nemen de kleinste korrels aan de bovenzijde van het bed plaats, hetgeen in geval van een neerwaartse filtratie, die aanvankelijk bij snelfiltratie is toegepast, de kans op verstopping in die bovenlaag vergroot. Dit probleem kan men op twee manieren ondervangen namelijk:

a. door gebruik te maken van een filtermateriaal met een zo uniform mogelijke deeltjesgrootte, zodat stratificatie niet meer op kan treden.

Hoewel dit in principe aan het doel beantwoordt, is het geen praktische oplossing, vooral als het om installaties met een grote capaciteit gaat.

b. door toepassing van dubbellaagsfilters, waarbij men op de zand-

laag een laag van een ander materiaal met een kleinere soortelijke massa brengt, zodat deze ook na het spoelen als een afzonderlijke laag boven het zand blijft gehandhaafd.

In deze dubbellaagsfilters wordt vaak gebruik gemaakt van hydro-anthraciet als toplaag op een zandbed. Daarmee is bewerkstelligd, dat een hoge vuilbergingscapaciteit in het relatief grove hydro-anthraciet wordt gecombineerd met een lage stromingsweerstand, terwijl het fijnere zand als extra bescherming tegen doorslag van verontreinigingen kan fungeren. De korrelgrootte van hydro-anthraciet ligt in de regel tussen 1,5 en 2,5 mm, terwijl het materiaal een dichtheid heeft van circa  $1,6 \cdot 10^3 \text{ kg/m}^3$ , tegen  $2,6 \cdot 10^3 \text{ kg/m}^3$  voor zand. Naast dubbellaagsfilters kunnen ook meerlaagsfilters worden toegepast, waarbij onder de zandlaag een laag granaatzand ("garnet") wordt aangebracht (dichtheid circa  $3,5 \cdot 10^3 \text{ kg/m}^3$ ). In de praktijk ontstaan dan echter problemen bij het spoelen van het filter, omdat de kans bestaat dat de materialen niet meer gescheiden kunnen blijven.

In plaats van neerwaarts doorstroomde filters kunnen, zoals uit fig. 10 blijkt, ook opwaarts doorstroomde filters worden toegepast. De gewenste "grob-naar-fijn" filtratie, die bij hydro-anthraciet-zand filters op kunstmatige wijze verkregen wordt, is hier ten gevolge van de eerder genoemde stratificatie als het ware van nature aanwezig. In het algemeen wordt het filterbed opgebouwd uit een aantal lagen zand met een afnemende korreldiameter<sup>27</sup>. Men dient hierbij evenwel een beperking op te leggen aan de filtratiesnelheid, omdat moet worden vermeden, dat de fijnste, bovenliggende laag materiaal gaat fluïdiseren of dat ten gevolge van de drukopbouw in het bed dit als geheel wordt "opgetild" (lifting). In het zogenaamde "Immedium"-filter wordt lifting tegengegaan door in het filter een rooster aan te brengen, dat juist onder het oppervlak van de bovenste zandlaag is aangebracht (Boby en Alpe<sup>7</sup>).

Tijdens de filtratie treedt een zodanige brugvorming van zandkorrels in de openingen van het rooster op, die sterk genoeg is om de weerstandstoename in het filterbed te weerstaan. Tijdens het spoelen wordt de brugvorming echter te niet gedaan, zodat de vereiste bedexpansie toch kan optreden.

Een laatste vorm van snelfiltratie is die, waarbij aan het te behandelen water juist voor intrede in het filter, chemicaliën worden gedoseerd. Dit wordt zowel toegepast bij opwaartse als neerwaartse filtratie en wordt aangeduid als vlokingsfiltratie (Engels: direct filtration) (Sontheimer<sup>67</sup>). Men kan hierbij onderscheid maken naar de aard van de gedoseerde chemicaliën. Dit kunnen zowel de in paragraaf 4.1.2 genoemde metaalzouten (Fe of Al) zijn, doch ook organische, polymere verbindingen (zogenaamde polyelectrolieten). In het eerste geval treden dezelfde reacties op als beschreven in paragraaf 4.1.2. Bij de daar besproken vlokvorming wordt deze bevorderd door na een mengfase een zekere verblijftijd te creëren gedurende welke roerenergie wordt toegevoerd. Bij de vlokingsfiltratie vindt de vlokvorming echter in het filter plaats. De daarvoor benodigde energie wordt geleverd door de weerstand, die ten gevolge van de doorstroming van het filterbed optreedt. Indien de vlokken een bepaalde grootte hebben bereikt, worden deze op een wat verder gelegen plaats in het filter afgevangen.

Vaak wordt naast een Fe- of Al-zoutdosering tevens een vlokhelpmiddel toegevoegd. Daardoor wordt de vloksterkte groter, hetgeen kan resulteren in een betere filtraatkwaliteit en een langere looptijd van het filter.

In sommige gevallen wordt alleen een dosering toegepast van een poly-electrolyet, dat een kationisch gedrag vertoont. In dat geval worden de colloïdale deeltjes eerst gedestabiliseerd, waarna de vlokvorming op kan treden door de brugvormende werking van de polymere moleculen. Er wordt geen neerslagvorming waargenomen zoals bij de Fe- of Al-dosering, zodat het in paragraaf 4.1.3 besproken mechanisme van de "sweep coagulation" hierbij geen rol speelt. Deze methode zal dan ook bij hoge concentraties aan opgeloste stoffen en gesuspenseerd materiaal minder goede resultaten opleveren.

### 5.1.3 *filtratiemechanismen*

Bij de verwijdering van gesuspenseerd materiaal door middel van filtratie in een bed van korrelvormig materiaal, worden de deeltjes in de poriën tussen de korrels van het filtermateriaal van het water gescheiden.

Hierbij kan men drie processen onderscheiden (Ives<sup>30</sup>):

1. het transport naar het oppervlak van een filterkorrel;
2. de hechting aan dat oppervlak;
3. het losraken van het oppervlak.

Hierbij wordt het meest eenvoudige mechanisme, namelijk de verstopping van een porie door één bepaald deeltje, buiten beschouwing gelaten. De reden daarvan is, dat het een mechanisme is, dat slechts een geringe bijdrage zal leveren aan de totale verwijdering omdat de afmetingen van de deeltjes (0,1 - 50  $\mu\text{m}$ ) in het algemeen veel kleiner zijn dan de poriën ( $d_{\text{porie}} \approx 0,155 D$ )<sup>36</sup>. Bovendien zou dit aanleiding geven tot een verstoppingsfiltratie, die echter bij snelfiltratie niet optreedt. Bij langzame-zandfiltratie treedt wel een vorm van verstoppingsfiltratie op, maar die wordt veroorzaakt door de lage filtratiesnelheid, waardoor alle hierna te noemen transportmechanismen gunstig worden beïnvloed.

De hierboven vermelde stappen in het filtratie-proces zullen nu beknopt worden toegelicht.

ad 1 Er is een aantal mechanismen, die het transport van een deeltje naar een filterkorrel kunnen bewerkstelligen namelijk interceptie, diffusie, sedimentatie, inertie en hydrodynamisch transport. Fig. 11 geeft vereenvoudigd weer hoe een bepaald transportmechanisme kan optreden. Ives<sup>30</sup> geeft vervolgens aan welke factoren het optreden van de mechanismen beïnvloeden.

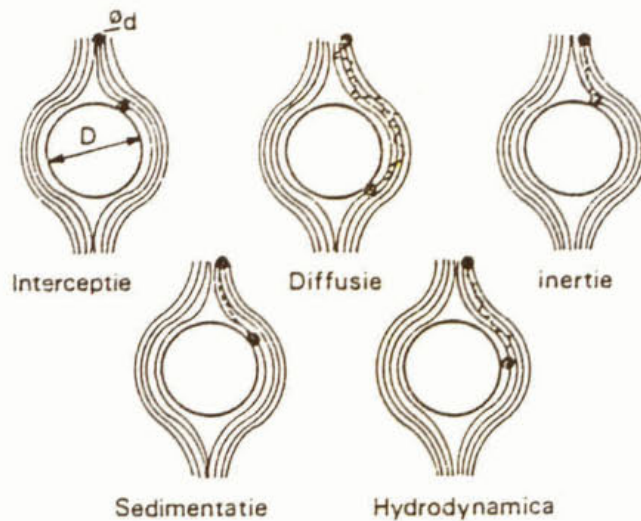


Fig. 11. Vereenvoudigde voorstelling van transportmechanismen<sup>30</sup>

Interceptie wordt bepaald door de verhouding van de diameters van deeltje en korrel ( $\frac{d}{D}$ ). Hoe groter deze verhouding is, des te beter vindt deeltjesafvangst plaats. Diffusie wordt gekarakteriseerd door het Péclet-getal

$$\frac{3 \pi d D v \eta}{kT}$$

waarin  $\eta$  de viscositeit,  $v$  de superficiële vloeistofsnelheid,  $k$  de Boltzman-constante en  $T$  de absolute temperatuur voorstelt. Een klein Péc-getal betekent een goede deeltjesverwijdering.

Sedimentatie kan worden weergegeven door de dimensieloze groep

$$\frac{g(\rho_s - \rho_l)d^2}{18 \eta v}$$

met  $\rho_s$  en  $\rho_l$  als de dichtheid van deeltjes respectievelijk vloeistof. Het filtratie-effect is beter, naarmate dat getal hoger is.

Het hydrodynamisch transport kan het best worden uitgedrukt door middel van het Reynolds-getal, waarbij een kleine waarde een gunstige invloed op de filtratie heeft.

De traagheid ten slotte is een mechanisme, dat volgens Ives geen rol van betekenis speelt bij vloeistoffiltratie, maar wel bij filtratie van lucht.

Met behulp van dimensie-analyse komt Ives tot de volgende relatie, die het filtratie-rendement  $E$  toont als functie van de bij de filtratie van belang zijnde variabelen:

$$E = c \cdot \frac{d^{\alpha-\beta+2\nu}}{\eta^{\beta+\nu-\delta} \cdot D^{\alpha+\beta+\delta} \cdot v^{\beta+\nu+\delta}} \cdot (kT)^\beta \cdot (\rho_s - \rho_l)^\nu \cdot \rho_l^{-\delta} \quad (15)$$

Hierin zijn  $c, \alpha, \beta, \delta$  en  $\nu$  constanten, en wel zodanig dat  $\alpha$  de invloed van interceptie,  $\beta$  die van diffusie,  $\nu$  die van sedimenta



tie en  $\delta$  de hydrodynamische invloed aangeeft, terwijl  $c$  een evenredigheidsconstante is.

Uit deze relatie kunnen de volgende conclusies worden getrokken.

- a. grotere deeltjes ( $> 1 \mu\text{m}$ ) geven een hoger filtratie-rendement. Behalve echter als  $\beta > \alpha + 2v$ , hetgeen het geval is bij transport door diffusie.
- b. een kleinere korrelgrootte en een lagere filtratiesnelheid verhogen de deeltjesretentie.
- c. Verhoging van temperatuur resulteert in een beter filtratieproces behalve als  $\beta + v < \delta$ , aangezien dan de verlaging van de viscositeit een slechter rendement veroorzaakt. Dit betekent dat de temperatuursinvloed het grootst is als diffusie overheerst ( $\beta \gg \delta$ ), dus bij zeer kleine deeltjes, of als sedimentatie een belangrijke rol speelt ( $v \gg \delta$ ), hetgeen voor grote deeltjes met een relatief grote dichtheid het geval is.

ad 2 Indien tijdens de transportfase de te verwijderen deeltjes bij het oppervlak van de filterkorrels komen, dient er een zodanige wisselwerking op te treden dat er een hechting tussen deeltjes en korrels optreedt. Daarbij dient allereerst te worden gewezen op het feit, dat niet elke botsing tussen een deeltje en een filterkorrel ook inderdaad een hechting tot gevolg heeft. Stumm en O'Melia<sup>70</sup> schatten de botsingsefficiëntie voor in natuurlijk water voorkomende colloïden op  $10^{-2}$  tot  $10^{-4}$  en voor gesuspendeerde deeltjes op ca.  $10^{-3}$ . Dat betekent dat voor een verkleving 100 - 10.000 botsingen nodig zijn.

Ten aanzien van de krachten, die voor hechting zorgdragen is uitgebreid gerapporteerd door Ives en Gregory<sup>32</sup>. Als belangrijkste twee worden genoemd de London-van der Waalskrachten en de interactie ten gevolge van de elektrische dubbellaag.

De moleculaire attractie-krachten van London-van der Waal ontstaan door wisselwerking tussen permanente en/of geïnduceerde dipolen en nemen af met de 6e macht van de afstand tussen twee deeltjes. Daardoor zijn deze slechts over een zeer beperkte afstand (meestal minder dan  $0,05 \mu\text{m}$ ) werkzaam. Beïnvloeding van de London-van der Waals-krachten is in de meeste gevallen niet mogelijk.

De elektrostatische krachten treden op ten gevolge van de elektrische dubbellaag, die zich om de zich in het water bevindende deeltjes en filterkorrels manifesteert. In hoofdstuk 3 is de dubbellaag reeds besproken. Bij de korrels van het filtermateriaal treedt ditzelfde verschijnsel op.

Deze bezitten eveneens een negatieve zeta-potentiaal evenals de meeste van nature in het water aanwezige verontreinigende deeltjes. Er zal dus in vele gevallen sprake zijn van afstotende krachten.

In het geval van  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ - of  $\text{Al}(\text{OH})_3$ -neerslag zal aantrekking kunnen voorkomen, aangezien hierbij een positief geladen deeltje kan worden gevormd, hetgeen afhankelijk is van

de pH van het water.

Ook de elektrostatische aantrekkende of afstotende krachten zijn werkzaam over een geringe afstand, vooral bij een grote ionensterkte van het water, hetgeen bij oppervlakte- en afvalwater meestal het geval is.

Ondanks het feit, dat de elektrostatische en moleculaire krachten slechts een geringe invloed of soms zelfs een negatieve invloed hebben op de hechting van deeltjes aan filterkorrels, worden toch deeltjes afgevangen. Dit wordt door Ives en Gregory<sup>32</sup> toegeschreven aan een mechanisme, waardoor de deeltjes ten gevolge van de onregelmatigheden van het filtermateriaal-oppervlak, op een zuiver mechanische manier worden ingevangen ("interstitial straining").

Het laatste mechanisme voor aanhechting berust op de adsorptie van polymeren of hydrolyseproducten van Fe of Al aan het oppervlak.

Daarbij treedt keten- en/of brugvorming op met het ene eind gehecht aan het filtermateriaal en het andere aan een deeltje.

- ad 3 Indien de deeltjes aan het filteroppervlak zijn gehecht, betekent dit niet, dat die hechting van blijvende aard is. De aangehechte deeltjes hebben namelijk een beperkte weerstand tegen de wrijvingskrachten, die optreden in de vloeistoffilm langs de filterkorrel.

Indien deze wrijvingskrachten groter worden dan de aanhechtingskracht, zal het deeltje weer van het oppervlak los laten.

Dit treedt bijvoorbeeld op bij het spoelen van het filterbed, waarbij veel grotere vloeistofsnelheden optreden. Ook kan dit optreden tijdens het filtratieproces omdat ten gevolge van het dichtslibben van de poriën de vloeistofsnelheid plaatselijk hoger kan worden.

Er zijn twee manieren, waarop men dit enigszins kan tegengaan namelijk ten eerste door de vloksterkte te verhogen door middel van het gebruik van polymeren en ten tweede door het toepassen van een afnemende filtratiesnelheid gedurende het filtratieproces.

Uit de voorgaande beschouwing kan een kwalitatieve verklaring worden gegeven van de werking van langzame-zandfilters en snelfilters. Bij langzame-zandfilters wordt gewerkt met een lage filtratiesnelheid en met een relatief kleine korrelgrootte van het filtermateriaal. Deze grootheden hebben beide dusdanige invloed op de genoemde transportmechanismen, dat een goed filtratierendement volgens relatie (15) wordt verkregen. Daarbij gevoegd het feit, dat door de lage snelheden de wrijvingskrachten in de poriën relatief gering zijn, wordt het aannemelijk dat zich veel materiaal in de bovenste laag afzet en niet verder in het filterbed wordt getransporteerd. Bij snelfiltratie daarentegen is zowel de korrelgrootte als de filtratiesnelheid minder gunstig voor die transportmechanismen, zodat hierbij meer materiaal dieper het filter binnendringt. Eén en ander leidt tot het verschijnsel diep-bed-filtratie, hetgeen ook bij snelfiltratie de gewenste procesvorm is.

#### 5.1.4 het spoelen van filters

Bij een voortdurende accumulatie van gesuspendeerd materiaal in de poriën van het filterbed, zal de stromingsweerstand in het bed ook voortdurend toenemen. Indien dientengevolge de drukval een bepaalde waarde heeft bereikt, dient het bed te worden gereinigd. Een andere aanleiding tot het reinigen van het filter kan zijn, dat in het filtraat een toename van verontreinigingen wordt waargenomen. Men spreekt dan van het doorslaan van het filter. Bij een optimale werking van het filter dient het maximaal toelaatbare drukverschil te worden bereikt juist voordat van doorslag sprake is.

Het spoelen van filters berust op de verwijdering van de verontreinigingen uit de poriën door het creëren van sterke wrijvingskrachten die op de korrels moeten worden uitgeoefend om de eventuele hechtingskrachten tussen afgevangen deeltjes en filterkorrels te verbreken.

Daarom wordt dit in de praktijk uitgevoerd door het filterbed met een aanzienlijk hogere snelheid dan de filtratiesnelheid te doorstromen in opwaartse richting. Om een goede reiniging van het bed te verkrijgen is het wenselijk, dat het filterbed met een dusdanige snelheid wordt doorstroomd, dat het filtermateriaal in gefluïdiseerde toestand komt te verkeren. Fig. 12 geeft een indruk van de voor fluïdisatie vereiste snelheid voor zand- en hydroanthraciet.

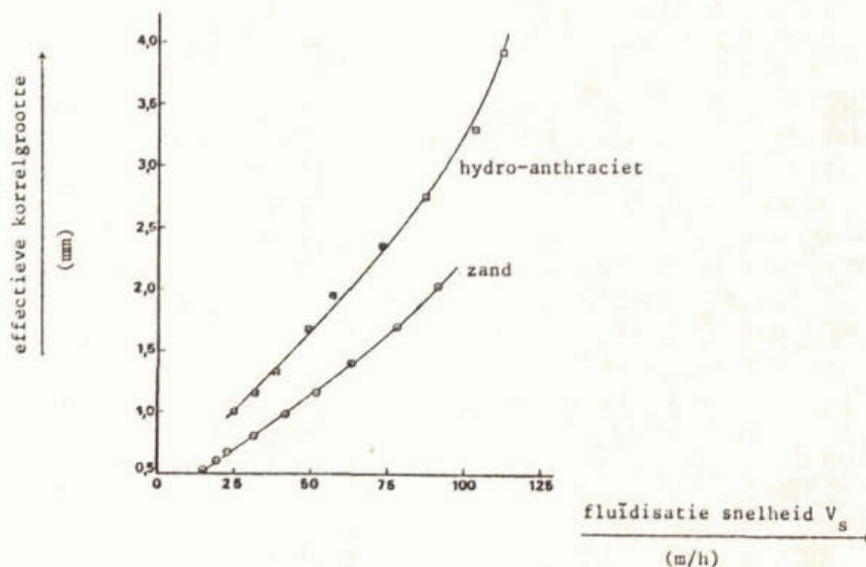


Fig. 12. Minimum fluïdisatiesnelheid van zeeffracties zand en hydro-anthraciet<sup>5</sup>

Uit deze figuur blijkt, dat voor het spoelen van een filterbed, dat opgebouwd is uit de onderstaande zand- en hydro-anthracietfracties (welke in de praktijk veel gebruikte fracties zijn) een snelheid van minimaal 65 à 75 m/h vereist is om fluïdisatie te verkrijgen. De bedoelde fracties zijn:

zand : 0,8 - 1,2 mm  
hydro-anthraciet: 1,6 - 2,5 mm.

In de praktijk zal het echter in veel gevallen niet mogelijk zijn, om met een zo hoge snelheid te spoelen. Daarom wordt een combinatie toegepast van lucht- en waterspoeling, waarbij achtereenvolgens met lucht (50-100 m/h), met lucht (30-60 m/h) en water (bij lage snelheid: 10-20 m/h) en tenslotte met alleen water bij een hogere snelheid (20-40 m/h) wordt gespoeld. Deze laatste waterspoeling is essentieel omdat daarmee de tijdens de luchtspoeling ontstane vermenging van filtermaterialen te niet wordt gedaan.

Deze menging treedt weliswaar ook op bij spoeling met water alleen (Van Bennekom<sup>5</sup>), doch in minder ernstige mate dan bij luchtspoeling. Bij menging door waterspoeling treedt namelijk alleen een gemengde laag op in het overgangsgedebied tussen beide materialen en bovendien is gebleken dat een geringe menging geen nadelige invloed heeft op de filtratieeigenschappen van het filter (Visser<sup>84</sup>).

Bij het ontwerp van snelfilters moet men rekening houden met de bij de spoeling optredende expansie van het filterbed, die, afhankelijk van de filtermaterialen en de spoelsnelheid, al snel circa 50 % kan bedragen. Andere belangrijke facetten van het spoelen, die bij het ontwerp van het spoelsysteem in ogenschouw dienen te worden genomen zijn hieronder aangegeven.

- De aanvankelijk hoge drukval over het bed, vooral als dit sterk vervuild is, dient bij de keuze van de spoelpomp te worden betrokken.
- Het spoelwater en de spoellucht dienen zo homogeen mogelijk over het oppervlak te worden verdeeld. Daartoe is een verdeelsysteem vereist (bijvoorbeeld steunlagen van grof grind of spoelkoppen). Ook deze hebben in het algemeen een aanzienlijke stromingsweerstand.

De Lathouder<sup>40</sup> geeft een aantal richtlijnen bij het ontwerp van snelfilters, waarbij naast het filter zelf, ook de aan- en afvoersystemen voor ruw water en filtraat, spoelwater- en lucht alsmede voorbeelden van regelingen en automatiseringen van snelfilters worden vermeld.

Een verschijnsel, dat bij de drinkwaterbereiding zowel als bij de afvalwaterzuivering op kan treden, is de vorming van zogenaamde "mud balls". Dit zijn agglomeraten van afgevangen slib, die door de over het filterbed optredende drukval zodanig zijn samengeperst, dat zij bij de spoeling met water niet worden afgebroken. Vaak ook ontstaan ze door aangroei van zanddeeltjes met slijmachtig materiaal, waardoor de deeltjesgrootte sterk toeneemt. De vorming van slibballen dient te worden voorkomen, aangezien zij zowel het filtratieproces als het spoelproces nadelig beïnvloeden. Door de agglomeratie van slib eventueel met filtermateriaal kan de dichtheid zo groot worden, dat de slibballen naar de bodem van het filter kunnen zinken, alwaar zij tot verstopping aanleiding kunnen geven. Om de vorming te voorkomen lijkt het, zeker bij afvalwaterbehandeling, noodzakelijk om met zowel water als lucht te spoelen om een zo groot mogelijk wrijvingseffect tussen de filterdeeltjes te bewerkstelligen. Een interessante ontwikkeling in deze, is beschreven door Sekoulov<sup>63</sup>.

Hij heeft experimenten uitgevoerd met zandfilters door deze te spoelen met een 3%-ige oplossing van waterstofperoxide, voorafgaande aan het normale spoelprogramma. Het resultaat is, dat een

zuurstofontwikkeling in het filter optreedt, hetgeen de vorming van mud-balls voorkomt, de slijmvorming tegengaat en de groei van anaërobe bacteriën onderdrukt. Sekoulov ziet ook mogelijkheden om met  $H_2O_2$  het filterbed te conditioneren door het filter na het spoelen te vullen met een 0,5%-ige oplossing. Ten gevolge van de zuurstofontwikkeling in het bed kan dan anaërobie worden voorkomen.

Bovenstaande verhandeling over spoelen is alleen toepasbaar bij snelfilters. Voor langzame-zandfilters wordt geen waterspoeling toegepast omdat de filteroppervlakken veel te groot zijn. Om een redelijke spoelsnelheid te creëren, moeten dusdanig grote volumina worden toegevoerd, dat dit in de praktijk niet te realiseren is. Bovendien vindt voornamelijk oppervlakte-filtratie plaats en daarom reinigt men zo'n filter door de bovenste laag materiaal langs mechanische weg te verwijderen, waarna het filter weer gebruiksklaar is.

#### 5.1.5 procesvariabelen

Uit al het voorgaande moge blijken, dat het filtratieproces wordt beïnvloed door een groot aantal factoren. De belangrijkste zullen hieronder worden vermeld.

- a. Eigenschappen van het te filtreren materiaal
  - concentratie aan gesuspendeerd materiaal
  - concentratie aan colloïdaal materiaal
  - grootte- en grootteverdeling van de zwevende deeltjes
  - vloksterkte en vlokvolume
  - elektro-kinetisch gedrag (zeta-potentiaal).
- b. Eigenschappen van de vloeistoffase
  - concentratie aan opgeloste stoffen (ionensterkte, pH)
  - temperatuur.
- c. Eigenschappen van het filtermateriaal
  - korrelgrootte-verdeling
  - dichtheid
  - porositeit
  - elektro-kinetisch gedrag (zeta-potentiaal)
  - oppervlakte-eigenschappen (vermogen tot fysische of chemische adsorptie)
  - hardheid
- d. Proces-technische variabelen
  - filtratiesnelheid
  - uitvoering filtratie (op- of neerwaarts, enkel- of meerlaags-filtratie)
  - bedhoogte
  - spoelprocedure (snelheid, water of water en lucht, spoeltijd)
  - dosering van vlok- en/of vlokhulpmiddelen (Fe, Al of polymeren).

Dit grote aantal variabelen maakt het vrijwel onmogelijk om een filterinstallatie te ontwerpen op zuiver theoretische gronden. In

de praktijk blijkt dan ook, dat aan de eigenlijke bouw, een uitgebreid onderzoek op laboratoriumschaal en vervolgens op semitechnische schaal, vooraf gaat. Men kan op deze wijze een indruk krijgen van het gedrag van het filter, hoewel altijd voorzichtigheid moet worden betracht met het overzetten van de gegevens uit de semi-technische schaal naar praktijkschaal.

## 5.2 Toepassingen van filtratie

In paragraaf 5.1.2 zijn de diverse uitvoeringsvormen van filtratie beschreven. Daarbij is ook langzame-zandfiltratie ter sprake geweest. Er is echter een aantal redenen, waarom langzame-zandfiltratie slechts weinig wordt toegepast. Enkele voorbeelden zijn:

- door de optredende verstoppingsfiltratie wordt op een zeer onefficiënte wijze van de vuilbergingscapaciteit gebruik gemaakt;
- indien de drukval over het bed te groot is geworden, moet de top-laag van het zandbed verwijderd worden.

Daardoor is het arbeidsintensief en kost deze manier van regenereren veel filtermateriaal;

- door de lage snelheid is bij een bepaalde, vereiste produktie een zeer groot oppervlak nodig, hetgeen vooral bij grote bedrijven meestal niet beschikbaar is.

Het zuiveringseffect van langzame-zandfilters is over het algemeen goed. De verwijdering van zwevende stoffen bedraagt 50 tot 80 % met een daaraan gekoppelde BZV-verlaging van 35 tot 55 %<sup>38, 50</sup>. De bedhoogte bij langzame-zandfilters bedraagt volgens de literatuur 0,30-1,20 m<sup>27, 38, 50, 80</sup>, terwijl zand gebruikt wordt met een korrelgrootte van 0,2-3 mm volgens Koot<sup>38</sup>. In de praktijk zal echter meer gebruik worden gemaakt van zand met 0,5-1 mm diameter. Truesdale<sup>79</sup> vermeldt naast de zwevende stof- en BZV-verlaging tevens een geringe verlaging van het gehalte aan Kjeldahl-stikstof, terwijl het aantal bacteriën (in dit geval coli-aerogenes) met 40-60 % wordt verlaagd.

In het algemeen is men echter weinig enthousiast over de langzame zandfiltratie. Oakley en Cripps<sup>47</sup> noemen het dan ook een proces, dat slechts voor kleine installaties interessant kan zijn, en stellen dat het aanzienlijk minder aantrekkelijk is dan snelfiltratie.

Het is dan ook laatstgenoemde uitvoeringsvorm, die in de literatuur het meest wordt genoemd en die in de praktijk het meest wordt toegepast.

Voorals in Engeland is men al vele jaren aan het experimenteren met filtratie als tertiaire behandelingstechniek ter verlaging van het zwevend-stofgehalte.

Evans en Roberts<sup>18</sup> beschrijven experimenten in Luton, waar sinds 1951 zes zandfilters in gebruik zijn, met een totale capaciteit van 1125 m<sup>3</sup>/dag. Met een zandfractie van 0,85-1,67 mm worden bij een filtratiesnelheid van circa 2,3 mm/s (18 m/h) de in tabel 8 gegeven resultaten verkregen (gemiddelden over een jaar).

	zwevende stoffen	BZV
influent	15,4 mg/l	13,0 mg/l
effluent	5,5 "	8,9 "
verwijderd	64 %	32 %

Tabel 8. Resultaten van zandfiltratie <sup>8</sup>

Bovendien hebben zij gevonden, dat bij een filtratiesnelheid van 6 m/h (1,8 mm/s) de resultaten weliswaar beter zijn, doch dat het totale effect bij 10 m/h beter is dan wanneer 75 % van het effluent behandeld wordt met snelfiltratie (bij 6 m/h) en 25 % onbehandeld gelaten wordt. De filters in Luton zijn gespoeld met achtereenvolgens lucht en water. Voor dit laatste wordt het filtraat gebruikt en er is circa 2,5 % van het filtraatvolume nodig voor het spoelen. Baumann en Huang<sup>4</sup> onderzoeken op kleine schaal (diameter filterkolom 0,10 m) de invloed van een aantal parameters door het effluent van een trickling-filter aan filtratie te onderwerpen. Dit effluent bevat gemiddeld 10-40 mg/l zwevende stoffen en een BZV van 15-60 mg/l. Uit hun experimenten blijkt dat voor een enkellaags zandfilter een korrelgrootte van 0,92 mm de beste resultaten (dat wil zeggen goede verwijdering bij relatief lage stromingsweerstand) geeft, hetgeen in fig. 13 wordt geïllustreerd.

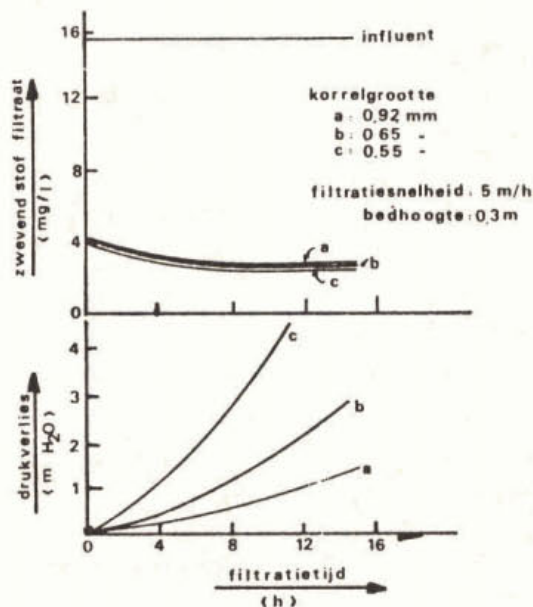


Fig. 13. Zwevend-stofgehalte in filtraat en drukval als functie van de filtratietijd voor een aantal korreldiameters

Verhoging van de filtratiesnelheid van 5 naar 10 respectievelijk 15 m/h resulteert in een iets slechtere effluent-kwaliteit, vooral aan het begin van een filtratieperiode. Om toch met hogere snelheden te kunnen werken, zonder een kwali-

teitsverslechtering te krijgen, zijn experimenten met dubbellaagsfilters uitgevoerd.

Door variatie van zowel de korrelgrootte van zand en anthraciet als de filtratiesnelheid komen de auteurs op grond van metingen van drukval en zwevend-stofgehalte tot de conclusie, dat een filterbed met de in tabel 9 genoemde fracties, de beste resultaten te zien geeft.

	bedhoogte (m)	korreldiameter (mm)
zand	0,30-0,40	ca. 0,55
anthraciet	0,30-0,40	ca. 1,84

Tabel 9. Preferente samenstelling van een dubbellaagsfilter<sup>4</sup>

Met filters, die zijn samengesteld als is weergegeven, worden experimenten uitgevoerd, waarbij de filtratiesnelheid wordt gevarieerd. Zoals uit fig. 14 blijkt, vindt bij hogere snelheid een betere verdeling van het afgevangen materiaal over het bed plaats.

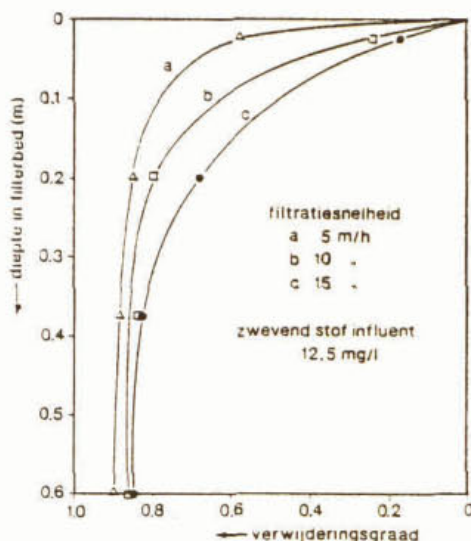


Fig. 14. De verwijderingsgraad als functie van de bedhoogte bij verschillende filtratiesnelheden

Bovendien blijkt, dat indien de bedhoogte voldoende is, de effluentkwaliteit niet sterk wordt beïnvloed door de filtratiesnelheid te verhogen tot 15 m/h. Dit wordt eveneens gevonden door Tebbutt<sup>76</sup>. Baumann toetst ook nog een door Tchobanoglous en Eliassen<sup>75</sup> gegeven empirische relatie, die het verband aangeeft tussen de drukval over het filter en de massa van het in het filterbed geaccumuleerde materiaal. Zij veronderstellen namelijk dat de drukval alleen van de hoeveelheid afgevangen materiaal afhangt en nauwelijks door de filtratiesnelheid wordt beïnvloed. Dit wordt inderdaad door Baumann gevonden, hetgeen in fig. 15 wordt geïllustreerd.



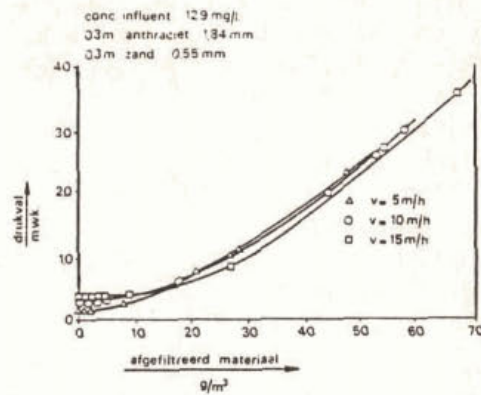


Fig. 15. De drukval als functie van de massa geaccumuleerde stof bij verschillende filtratiesnelheden

Dit zou betekenen, dat voor een bepaalde kwaliteit van het te behandelen water een hoge filtratiesnelheid kan worden gekozen, zonder dat dit een sterke drukval of een slechtere kwaliteit van het filtraat tot gevolg heeft. Daardoor kunnen filters met een kleiner filteroppervlak worden gekozen, hetgeen bij grote installaties de investeringen kan verlagen. Het is natuurlijk wel een feit, dat een hogere filtratiesnelheid in een kortere filtratieperiode resulteert, hetgeen tot uiting komt in fig. 16.

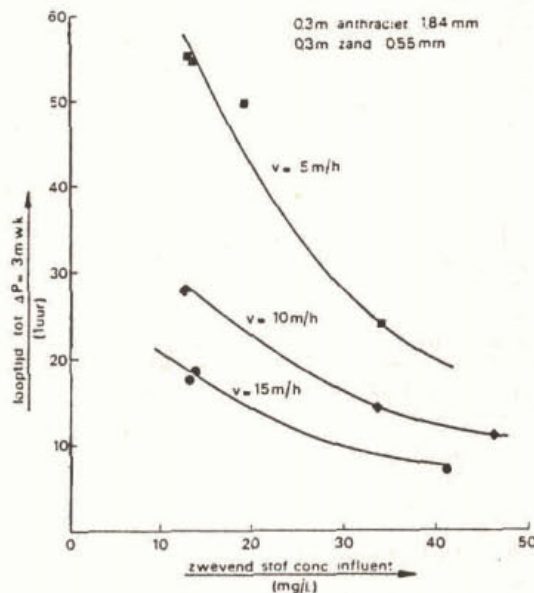


Fig. 16. Filtratieperiode als functie van de influentkwaliteit voor verschillende filtratiesnelheden

Daarin is de filtratieperiode gegeven als functie van de influentkwaliteit voor filtratiesnelheden van 5, 10 en 15 m/h, met een maximale drukval van 3,0 m wk als grenswaarde.

Een kortere looptijd resulteert in een hogere frequentie van spoelen. Om tot een optimale ontwerpkeuze te komen, dient men deze beide factoren in ogenschouw te nemen.

Baumann geeft hiervoor wat aanwijzingen, maar stelt wel dat zo'n

optimalisatie alleen kan worden uitgevoerd, indien de eigenschappen van het te filtreren materiaal voldoende bekend zijn.

Bovendien hebben de variaties van het zwevend-stofgehalte zowel op lange (maanden) als op korte termijn (uren) een belangrijke invloed bij het ontwerpen van snelfilters.

Hanisch<sup>24</sup> vergelijkt opwaarts en neerwaarts doorstroomde zandfilters, door filtratie van het effluent van een laagbelaste actief-slibinstallatie (zwevende stof: 10-90 mg/l; BZV: 2-33 mg/l). Hij vindt, in tegenstelling tot Baumann<sup>4</sup>, wel een beïnvloeding van de filtraatkwaliteit door de filtratiesnelheid, hetgeen moge blijken uit fig. 17.

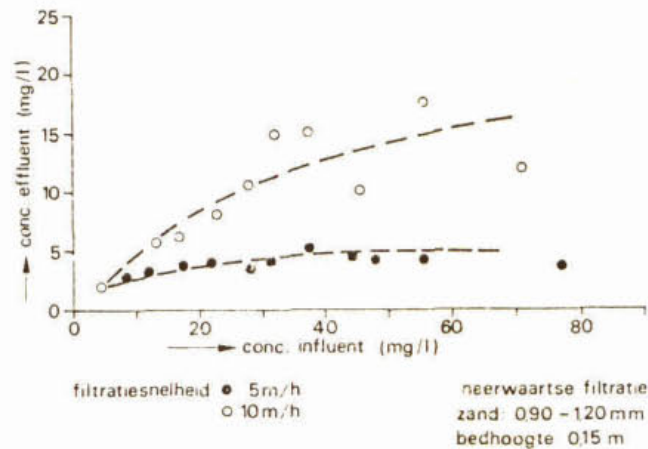


Fig. 17. Filtraatkwaliteit als functie van de influentkwaliteit voor 2 filtratiesnelheden<sup>24</sup>

Daarin is de filtraatkwaliteit uitgezet tegen de concentratie van het te behandelen water. Bij toenemende concentratie van deze laatste neemt ook de concentratie in het filtraat toe tot een bepaalde maximale waarde, welke bij hogere snelheid hoger ligt dan bij lage snelheid. Een analoog beeld wordt verkregen bij opwaarts doorstroomde filters, zoals wordt geïllustreerd in fig. 18.

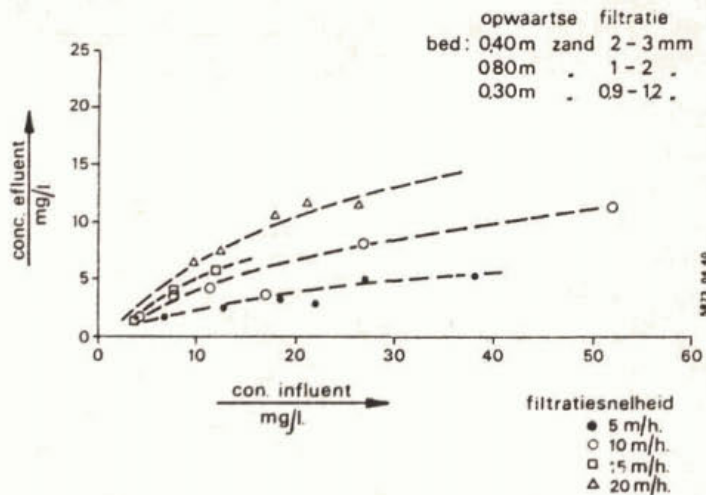


Fig. 18. Filtraatkwaliteit als functie van de influentkwaliteit  
bij diverse filtratiesnelheden<sup>24</sup>

De oorzaak van de min of meer tegenstrijdige resultaten van Baumann en Hanisch is moeilijk exact aan te geven. Er is een aantal verschillen in uitvoering, waarvan de eerste de korrelgrootte is. Baumann gebruikt onder het grove anthraciet een zandlaag met een relatief kleine korreldiameter (0,55mm), terwijl Hanisch uitsluitend een zandlaag heeft met diameters van 0,9-1,2 mm. Die fijne zandlaag kan als een extra beveiliging dienen, waardoor ook bij hogere snelheid nog geen doorslag van deeltjes wordt waargenomen. Een andere, doch niet te bewijzen, oorzaak kan gezocht worden bij de eigenschappen van het af te vangen, vaste materiaal. Indien dit bij de experimenten van Baumann relatief hecht gebonden vlokken zijn, zal de bij hogere snelheid optredende grotere wrijvingskracht de reeds afgevangen vlokken niet tot kleinere deeltjes afbreken. Beide auteurs geven echter geen nadere informatie hieromtrent. Andere oorzaken kunnen zijn een verschil in wisselwerking tussen filtermateriaal en zwevende stof of de temperatuur waarbij de experimenten zijn uitgevoerd, maar zoals gezegd kan hierover geen uitsluitsel worden gegeven. Tenslotte concludeert Hanisch, dat opwaartse filtratie iets beter is dan neerwaartse, in verband met het feit dat met de opwaarts doorstroomde filters een langere looptijd wordt verkregen. Deze conclusie moet echter wel met wat voorzichtigheid worden genoemd aangezien de korrelgrootteverdeling in het genoemde opwaartse filter (zie fig. 18) geheel anders is dan in het neerwaartse (fig. 17). De vuilbergingscapaciteit in het opwaartse filter is ten gevolge van de grove korrels groot, terwijl ook nog een bescherming in de vorm van een fijnere zandlaag (0,9-1,2 mm) is aangebracht.

Isaac en Hibberd<sup>29</sup> vermelden in een overzichtsartikel een vermindering van de afname van het BZV-getal, indien de filtratiesnelheid groter dan 10 m/h wordt. Als verklaring geven zij, dat bij lagere snelheid de biologische activiteit in het snelfilter groter is dan bij hogere snelheid. Dit komt tevens tot uiting in een vermindering van het zuurstofgehalte bij doorstroming van het filter, hetgeen door een aantal onderzoekers is geconstateerd.

Ten aanzien van de biologische activiteit heeft Faup<sup>20</sup> gevonden, dat het verwijderingspercentage lager is, indien het te filtreren water wordt gechloord (fig. 19).

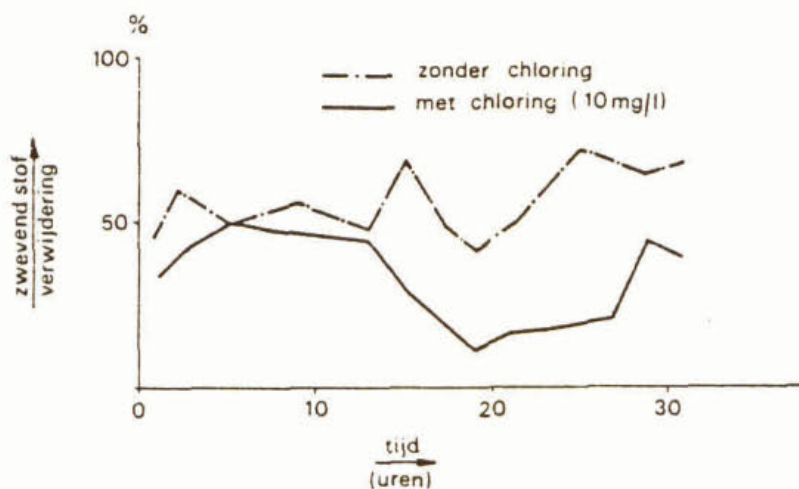


Fig. 19. Zwevende-stofverwijdering als functie van de looptijd met en zonder chloring

Uit fig. 19 blijkt, dat de verwijdering van zwevende stoffen beter is, indien geen chloring plaats vindt. Naar aanleiding van deze resultaten zijn experimenten uitgevoerd, waarbij het te filtreren water wordt belucht ten einde de biologische werking te bevorderen. Daarbij is gebleken, dat de verlaging van de diverse parameters niet spectaculair is, hetgeen in tabel 10 is weergegeven.

beluchting	voor filtratie			na filtratie			verwijdering %		
	zw. stof	CZV tot.	CZV opg.	zw. stof	CZV tot.	CZV opg.	zw. stof	CZV tot.	CZV opg.
tot ca. 8 mg/l O <sub>2</sub>	26,8	81	44	9,6	54	39	64	33	11
geen	30	99	59	12,9	73	54	57	26	8

Tabel 10. Het effect van beluchting op het filtratieproces  
(Filterbed: 1,50 m zand 1,35 mm;  
snelheid : 10 m/h)

Er treedt geen grote toename in de verwijdering van zwevende stoffen op, terwijl ook de CZV in de waterfase niet opvallend afneemt. Vervolgens voert Faup experimenten uit met een speciaal soort filtermateriaal namelijk een combinatie van klei en organisch materiaal (zogenaamde "expanded clay"). Daarvan kunnen korrels worden gemaakt van de gewenste dimensies. In dit geval zijn de experimenten uitgevoerd met korrels met een diameter van 3 mm en een lengte van 5 mm. De resultaten van deze experimenten zijn vermeld in tabel 11.

beluchting	filtr. snelh.	voor filtratie			na filtratie			verwijdering		
		zw.	CZV	CZV	zw.	CZV	CZV	zw.	CZV	CZV
		stof	tot.	opg.	stof	tot.	opg.	stof	tot.	opg.
tot 8 mg/l O <sub>2</sub>	10 m/h	33,9	70	51	5,1	40	35	85	43	31
geen		44,4	88	63	16,1	62	56	67	30	11
tot 8 mg/l O <sub>2</sub>	20 m/h	29,3	65	46	12,1	46	41	59	29	12
geen		19,5	83	56	8,8	57	51	55	31	9

Tabel 11. Effect van beluchting op het filtratieproces in een bed van "expanded clay"

(bed: 1,5 m expanded clay

deeltjesgrootte: lengte 5 mm; diameter 3 mm)

(Concentraties zwevende stof en CZV in mg/l; verwijdering in %)

Daaruit blijkt dat bij 10 m/h zowel de verlaging van het zwevendestofgehalte als van de CZV van de waterfase aanzienlijk hoger is indien beluchting wordt toegepast.

Bij 20 m/h worden die verschillen kleiner, hetgeen erop wijst dat voor een verlaging van het opgeloste CZV een zekere verblijftijd vereist is. Niet in de tabel vermelde, maar wel uitgevoerde experimenten met lagere filtratiesnelheden (5 m/h) tonen aan, dat dan geen betere resultaten worden verkregen, hetgeen door Faup verklaard wordt door te stellen dat dan niet meer de verblijftijd in het filter, maar de beschikbare hoeveelheid substraat de beperkende factor is.

Uit de hierboven beschreven resultaten en ook uit die van andere onderzoekers<sup>38, 47, 50, 81, 86</sup> kan geconcludeerd worden, dat zonder toevoeging van chemicaliën een verlaging van het zwevendestofgehalte kan worden verkregen, variërend van 50 tot 80 %. Tegelijkertijd vindt een BZV-verlaging en een CZV-verlaging van 30-70 respectievelijk circa 30 % plaats.

Aanzienlijk betere resultaten kunnen worden bereikt door aan het water een vlokmiddel toe te voegen alvorens filtratie optreedt.

Als vlokmiddel wordt meestal een Fe- of Al-zout toegepast, terwijl ook organische polymeren (polyelectrolieten) kunnen worden gebruikt.

De chemische reacties, die bij doseren van Fe of Al optreden, zijn reeds beschreven in paragraaf 4.1.2, terwijl de eisen ten aanzien van de menging in paragraaf 4.1.5 aan de orde zijn geweest. De vlokvorming die in het filterbed plaats vindt, wordt bevorderd door de energie-inbreng ten gevolge van de doorstroming van het korrelbed. De gevormde vlokken worden tegelijkertijd afgevangen, en de plaats in het filterbed waar dit optreedt kan worden beïnvloed door de plaats van dosering en door de menging.

Kavanaugh<sup>36</sup> vindt bij filtratie van het effluent van een actief-slibinstallatie door vergelijking van een aantal filtermaterialen, dat een anthraciet-zand-dubbellaagsfilter de beste resultaten oplevert.

De verwijdering van zwevende stoffen varieert van 80 tot 100 %, zoals uit tabel 12 blijkt. Daarnaast vindt tevens een aanzienlijke verlaging plaats van opgelost fosfor en TOC. De bij de tabel genoemde doseringen zijn bepaald in proeffiltertjes, uitgaande van een gemiddelde P-concentratie van 4,5 mg/l en een molaire Fe:P-verhouding van 1,5.

	filtratiesnelheid								
	5 m/h			10 m/h			15 m/h		
zw. stof									
invoer	34	92	36	41	-	45	78	50	45
filtraat	2	3	4	0	-	0	15	6	9
verw. %	94	97	89	100	-	100	81	88	80
P-totaal									
invoer	5,5	4,2	5,4	3,4	3,7	4,2	4,3	4,2	5,0
filtraat	0,91	0,18	1,3	0,14	0,33	0,15	0,96	0,63	0,63
verw. %	83,5	95,7	75,9	95,8	91,0	89,3	80,0	85,0	87,4
P-opgelost									
invoer	3,7	3,6	3,7	2,0	3,0	2,9	2,5	3,7	3,5
filtraat	0,72	0,43	1,1	0,09	0,16	0,2	0,60	0,41	0,41
verw. %	80,5	96,4	70,3	95,5	95,0	93,1	76,0	89,0	88,3
TOC									
invoer	11	9,4	9,6	14	10	12	8,6	9,0	14
filtraat	5,8	4,4	5,4	5,2	5,4	6,2	7,8	6,4	8,0
verw. %	47,3	53,2	43,8	62,9	46	48,3	9,3	29	42,9

Tabel 12. Filtratieresultaten met dubbellaagsfilters

(Kavanaugh<sup>6</sup>)

(alle waarde in mg/l met uitzondering van verwijdering)

(Filterbed: 0,3 m zand 0,5-1,2 mm; 0,6 m anthraciet 1,5-2,5 mm)

Doseringen: 12 mg/l Fe(III) en 0,5 mg/l non-ionisch polymeer)

Bij de keuze van het type polymeer en de concentratie daarvan heeft men betrokken de veroorzaakte drukopbouw, de maximaal afvangbare hoeveelheid materiaal, de weerstand tegen wrijvingskrachten en de botsingefficiëntie. Al deze factoren in ogenschouw genomen is het gebruik van een nonionisch polymeer in een concentratie van 0,5 mg/l het gunstigste gebleken.

Boller en Kavanaugh<sup>8</sup> geven het effect van de polymeerdosering op de resttroebelheid en de drukval, gemeten in een proeffilter.

Fig. 20 toont het resultaat, waaruit blijkt dat de verbetering van de filtraatkwaliteit ten koste gaat van een aanzienlijk snellere toename van de drukval.

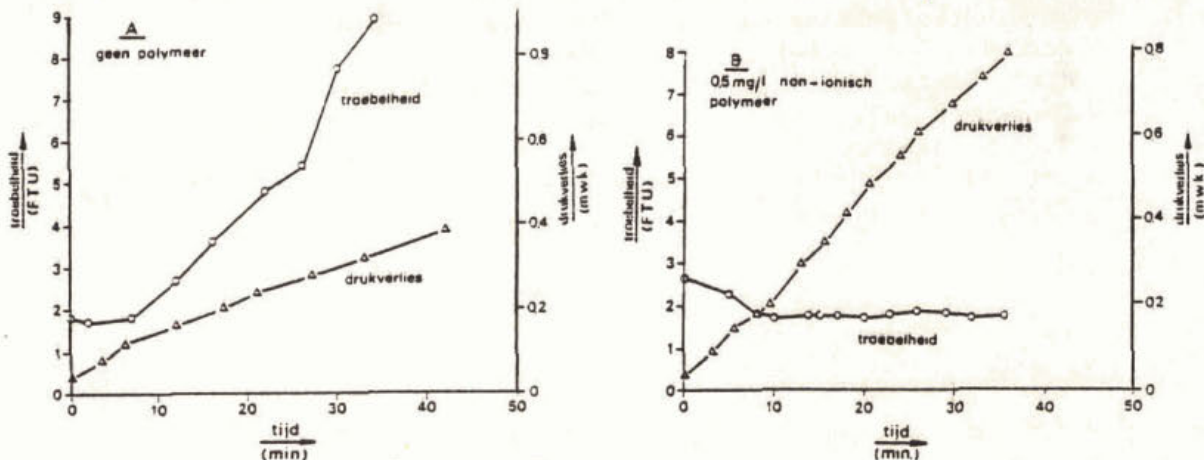


Fig. 20. Effect van polymeerdosering op troebelheid en drukopbouw

(Boller<sup>8</sup>).

(Filterbed: 0,18 m zand 0,7-1,2 mm

Fe(III) : 11,1 mg/l

snelheid : 10 m/h).

Van Dalen en Jansma<sup>13</sup> beschrijven experimenten met een dubbel-laagsfilter, dat is samengesteld uit:

0,60 m zand 0,9-1,6 mm en

1,50 m anthraciet 2,4-4,8 mm.

Bij de experimenten wordt een Fe(III)-chloride-oplossing gedoseerd, waarbij de plaats van de dosering in de beluchttingsruimte wordt gevarieerd. Het gestelde doel (P-concentratie < 1 mg/l) wordt niet bereikt (gemiddeld 1,27 mg/l), tenzij nog een extra ijzerdosering wordt toegepast in de toevoerleiding van het filter. De resultaten, die bij de filtratie-experimenten zijn behaald, zijn als volgt:

gemiddelde zwevende-stofverwijdering circa 70 %;

gemiddelde BZV-verlaging circa 20 %;

gemiddelde CVZ-verlaging circa 20 %;

gemiddelde fosfaat-verlaging circa 17 % resp. 55 %.

De bij de extra Fe-dosering verkregen 55 % fosfaatverwijdering betekent een restconcentratie van 0 tot 0,7 mg P/l. Vergelijken met resultaten van andere onderzoekers<sup>8, 25, 36</sup> zijn deze percentages wat laag. Een mogelijke oorzaak kan zijn, dat met een voor snelfiltratie zeer hoge snelheid (40 m/h) wordt gewerkt, terwijl de gebruikte materialen een vrij grote korreldiameter hebben. Daardoor kan het wellicht mogelijk zijn dat ten gevolge van de door de hoge snelheid veroorzaakte wrijvingskrachten, de reeds afgezette Fe-vlokken weer uit het filter worden verwijderd.

Hässelbarth<sup>25</sup> beschrijft experimenten ter verwijdering van fosfaten met behulp van Fe- en polymeerdosering. Bij lage concentraties aan fosfaten en zwevende stoffen beveelt hij meerlaagsfiltratie aan.

Bij wat hogere concentraties (P: 1-3 mg PO<sub>4</sub>/l; 10 mg/l zwevende stoffen) vindt hij de beste resultaten, gebruik makend van twee filters. In het eerste filter (1,0 m hydro-anthraciet 0,8-1,4 mm)

wordt met behulp van een Fe- en kationisch polymeerdosering voornamelijk de zwevende stof verwijderd (circa 90 % reductie), terwijl het fosfaatgehalte met circa 60 % wordt verlaagd tot circa 1 mg/l. Bovendien wordt het grootste gedeelte van het phytoplankton verwijderd, waarbij tevens het meerendeel van de organisch gebonden fosfor wordt geëlimineerd. Het tweede filter (0,25 m zand 0,7-1 mm; 0,75 m puimsteen 2,5-3,5 mm) verwijdert vervolgens de rest van de zwevende stoffen (tot circa 0,1 mg/l) en van fosfor (tot 0,03 mg PO<sub>4</sub>/l). Eén en ander is in fig. 21 weergegeven.

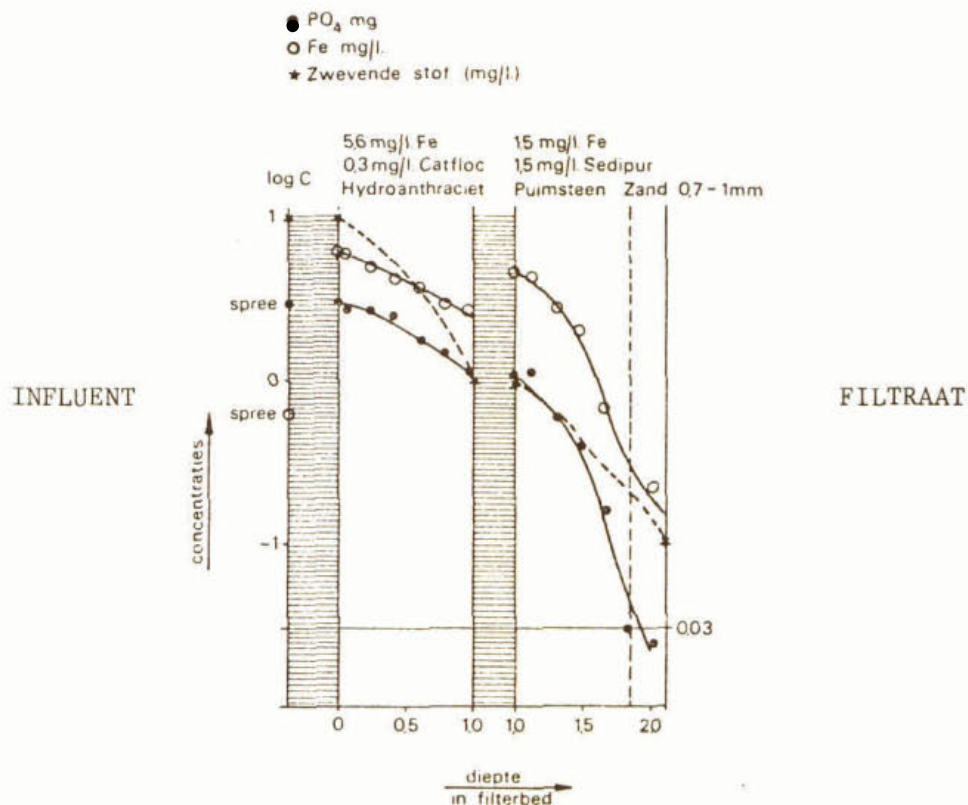


Fig. 21. Verloop van de concentraties aan fosfaat, zwevende stof en ijzer bij dubbelfiltratie

De filtratiesnelheid bedraagt in beide gevallen 10 m/h.

In het geval de concentraties aan fosfaat en zwevende stoffen dusdanig hoog zijn, dat voor een goede verwijdering meer dan 10 mg/l Fe<sup>3+</sup> nodig is, dan dient men volgens Hässelbarth als volgt te werk gaan. Omdat het eerste filter in dat geval te snel verstopt zou raken, dient men eerst een vlokverwijderingstechniek toe te passen. In dit geval is dit een vlokkendekolom, die met een opwaartse snelheid van 5 m/h wordt doorstroomd.

Vervolgens wordt het water gefiltreerd in een dubbellaagsfilter (1,40 m puimsteen 2,5-3,5 mm; 0,60 m zand 1-2 mm) De resultaten zijn weergegeven in fig. 22.



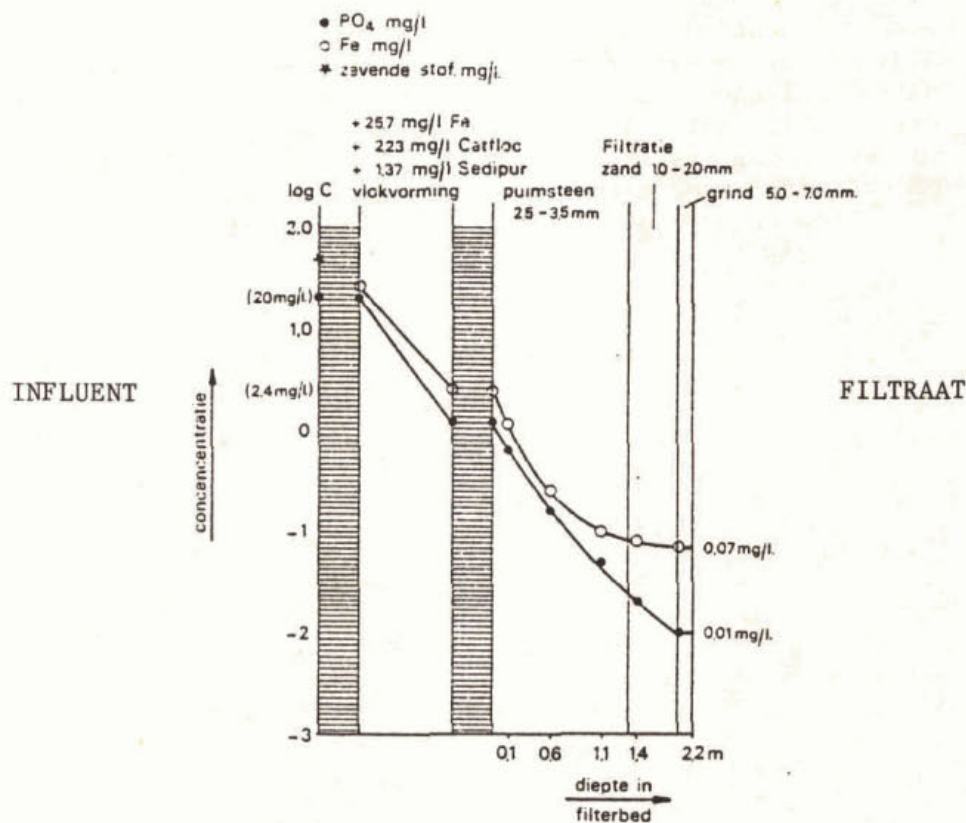


Fig. 22. Verloop van de concentraties aan fosfaat en ijzer bij gebruik van een vlokkendecken gevolgd door filtratie

Zoals is aangegeven vindt een uitstekende fosfaatverwijdering plaats (tot 0,01 mg/l PO<sub>4</sub>) terwijl de molaire Fe:P-verhouding relatief laag is (gem. 1,88).

Deze werkwijze leidt tevens tot een reductie van het aantal E.Coli-bacteriën met een factor 10<sup>2</sup>-10<sup>3</sup>, terwijl twee onderzochte soorten bacteriën (Salmonella en Clostridien) niet meer in het effluent worden aangetroffen.

Hässelbarth heeft tenslotte dezelfde experimenten uitgevoerd met AVR in plaats van Fe, hetgeen vergelijkbare resultaten heeft opgeleverd.

Een speciale vorm van vlokingsfiltratie is die, waarbij geen anorganisch vlokmiddel zoals Fe of Al wordt gebruikt, maar een organisch polymeer (polyelektrolyet). Dit kan in het bijzonder van belang zijn bij filtratie van een type water, dat een hoog gehalte aan colloïdale stoffen bevat.

Bij deze vorm van filtratie zijn vooral interessant de lading van de filterdeeltjes en die van de gesuspendeerde deeltjes in het water.

In het algemeen is de oppervlaktelading van filtermateriaal negatief. De absolute waarde van de zeta-potentiaal zal sterk afhangen

van de eigenschappen van het te filtreren water (met name de ionensterkte) doch zal in de regel tussen  $-20$  en  $-60$  mV liggen (Ives<sup>32</sup>). Ook de lading van gesuspendeerde deeltjes is negatief, hetgeen in eerste instantie aanleiding geeft tot elektrostatische afstotingskrachten.

Bij de vlokkingsfiltratie wordt meestal gebruik gemaakt van kationische polyelectrolieten, waardoor de lading van de colloïden minder negatief wordt indien het polymeer daaraan geadsorbeerd wordt. Dit wordt geïllustreerd in fig. 23, waarin door Tchobanoglous<sup>74</sup> het effect wordt weergegeven van een dosering van kationisch polyelectrolieten op de mobiliteit en de filtraatkwaliteit.

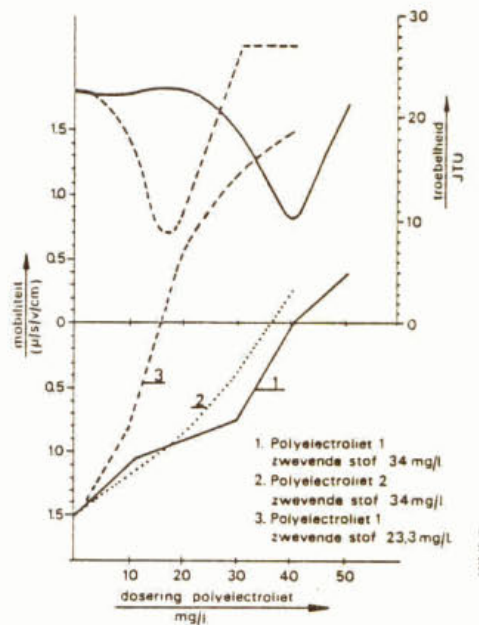


Fig. 23. De invloed van de polyelectroliet-dosering op de mobiliteit van deeltjes en op de troebelheid

De functie van de kationische polyelectrolieten is tweeledig namelijk;

- a. verlaging van de lading, zodat destabilisatie van de colloïden optreedt, hetgeen kan leiden tot de vorming van agglomeraten;
- b. vorming van bruggen tussen twee of meer deeltjes, die door botsing weer kunnen samengaan tot een agglomeraat van twee of meer door brugvorming gebonden deeltjes (flocculatie).

Door gebruik te maken van hoog moleculaire polymeren kan zowel het onder a als het onder b genoemde mechanisme optreden.

Uit fig. 23 blijkt, dat een maximale troebelheidsverwijdering wordt bereikt als de mobiliteit nul of nagenoeg nul is. Dit wordt eveneens waargenomen bij experimenten in een dubbellaagsfilter (0,20 m zand 0,55 mm; 0,30 m anthraciet 1,08 mm), waarbij de troebelheid wordt gemeten als functie van de looptijd bij een drietal polyelectroliet-doseringen (fig. 24).

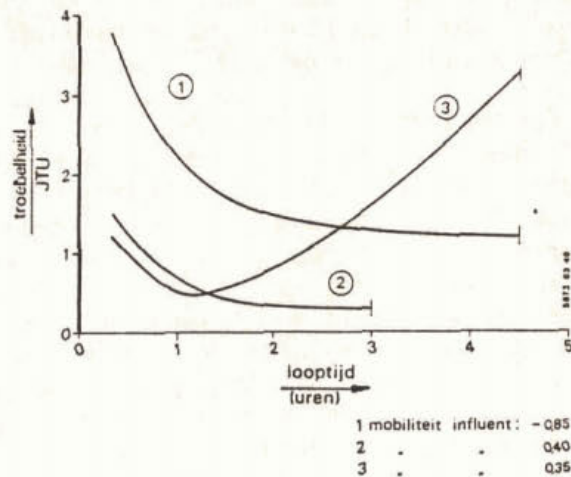


Fig. 24. Troebelheid van het filtraat als functie van de looptijd bij diverse polyelectrolyet-doseringen

Uit deze figuur blijkt, dat verlaging van de mobiliteit van  $-0,85$  naar  $-0,4$  resulteert in een betere effluentkwaliteit, die, naarmate de filtratietijd langer wordt, ook steeds beter wordt. Wordt de mobiliteit echter positief, dan blijkt er in eerste instantie een goed resultaat te worden bereikt, maar al spoedig neemt de troebelheid van het filtraat sterk toe.

De verklaring, die Tchobanoglous hiervoor geeft is de volgende. De positief geladen deeltjes worden in eerste instantie aan de negatieve plaatsen op de zandkorrels gehecht, hetgeen tot een goede filterprestatie leidt. Echter wanneer de negatieve plaatsen op het zand zijn bezet, worden geen deeltjes meer afgevangen. De oorzaak hiervan kan geen elektrostatisch karakter hebben aangezien wel verwijdering optreedt in het geval de negatieve deeltjes door een bed met negatieve zandkorrels worden getransporteerd. Men dient de oorzaak waarschijnlijk dan ook te zoeken in het feit, dat ten gevolge van een overdosering restabilisatie optreedt zoals in paragraaf 4.1.3 is aangegeven. Bovendien kan ten gevolge van de nu om het deeltje aanwezige macromoleculen, de botsingsefficiëntie zijn afgenomen, waardoor de deeltjes geen agglomeraten kunnen vormen.

Daardoor kunnen de filterprestaties aanzienlijk afnemen.

Hieruit is het duidelijk geworden, dat ook bij polymeedosering een optimale hoeveelheid bestaat. Ook andere onderzoekers (onder andere Adin en Rebhun<sup>1</sup>, Ghosh en Jordan<sup>22</sup>) hebben soortgelijke bevindingen gerapporteerd.

Het spoelen van de filters is bij de meeste onderzoekers geen groot probleem gebleken. Dit is enigszins vreemd, aangezien men in het algemeen van mening is, dat ten gevolge van aangroei op de filterkorrels, vooral bij filtratie van afvalwater, problemen kunnen ontstaan. Sekoulov<sup>63</sup> maakt daar ook melding van en rapporteert ook over het spoelen met  $H_2O_2$ -oplossingen. Bij de andere auteurs wordt daar echter niet over gesproken. Dit zou kunnen betekenen, dat de blijvende vervuiling geen grote invloed heeft op het filtratieproces. Een andere mogelijkheid is, dat bij het uitvoeren van experimenten de periode, waarover dat onderzoek zich uit-

strekt, niet lang genoeg is om de invloed daarvan te kunnen meten. In het algemeen vindt de spoeling plaats in de vorm van een gecombineerde lucht/water-spoeling. Door eerst het bed met een hoge snelheid (50-100 m/h) met lucht te laten doorstromen, worden de verontreinigingen ten gevolge van de schurende werking van de deeltjes onderling losgemaakt. Bij de daaropvolgende waterspoeling (20-50 m/h) worden deze tenslotte uit het filter verwijderd. Over de tijd, gedurende welke gespoeld wordt kan geen algemene stelregel worden gegeven. Experimenteel zal men moeten bepalen, wat de optimale spoelprocedure is. Daarbij zal een aantal factoren mede bepalend zijn. Zo is het bijvoorbeeld van belang na hoeveel tijd de hoeveelheid zwevende stof in het spoelwater niet meer afneemt. Als illustratie daarvan geeft Barrett<sup>3</sup> het in figuur 25 gegeven verloop, waaruit volgt dat voor een goede vuilverwijdering een spoeltijd van 7 à 12 minuten is vereist bij een snelheid van 35 m/h.

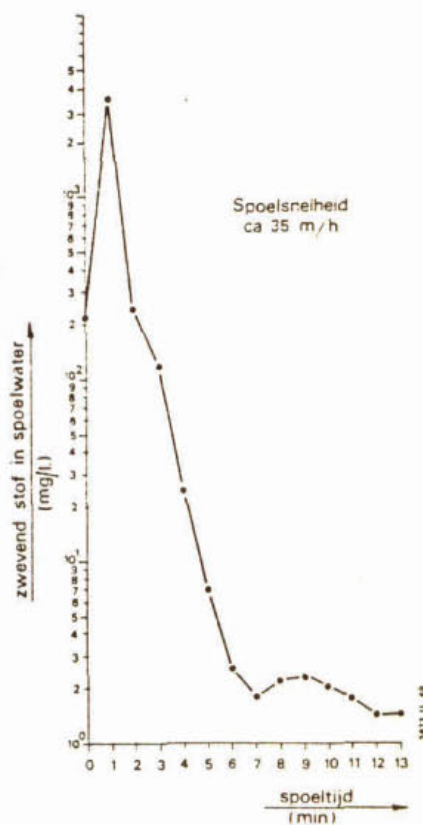


Fig. 25. Verloop van de concentratie in het spoelwater

Daarnaast dient men ook de economie van het spoelproces te bestuderen waarbij men onderzoekt wat de gunstigste combinatie is (bijvoorbeeld lang spoelen met lage snelheid of juist kort met een hoge snelheid). Dit bepaalt dan tevens de capaciteit en de investeringen die moeten worden gedaan voor aanleg van het spoelsysteem en de

aanschaf van de spoelpomp. En tenslotte moet in het oog worden gehouden, dat het spoelwaterverbruik niet te groot wordt ten opzichte van de produktie. De auteurs van de diverse referenties komen in de regel tot een spoelwaterverbruik van 2 tot 5 % van de produktie.

6.1 Principes van de microzeef

6.1.1 *inleiding*

Naast de in hoofdstuk 5 beschreven filtratie in een bed van korrelvormig materiaal, bestaat nog een andere manier van filtratie namelijk die met behulp van een microzeef. Deze techniek wordt vooral toegepast bij de tertiaire afvalwaterzuivering en in wat mindere mate bij de drinkwaterbereiding. Het betreft dan een zuiver mechanische filtratie ("straining"), waarbij het gesuspendeerde materiaal op een zeef met zeer kleine openingen wordt verzameld. In de volgende hoofdstukken zal worden ingegaan op de uitvoering en de werking van de microzeef.

6.1.2 *uitvoeringsvormen*

Fig. 26 toont een geschematiseerde voorstelling hoe een microzeefinstallatie kan worden uitgevoerd.

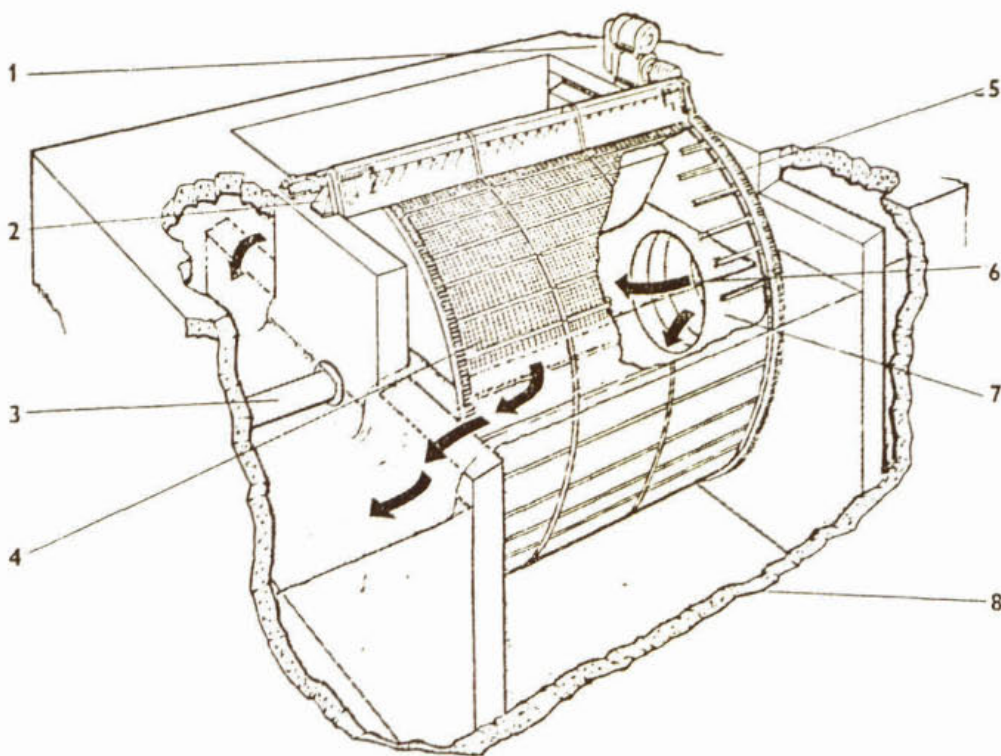


Fig. 26. Uitvoeringsvorm van een microzeef

In een betonnen bassin (8) draait een cirkelvormige trommel, waarop een, meestal roestvrijstalen zeefgaas (4) is gespannen. De trommel draait om de lengteas, daartoe aangedreven door een elektromotor (1), terwijl meestal een vertragingskast wordt geïnstalleerd om het toerental van de trommel te kunnen regelen. Het te behandelen water stroomt via (6) de trommel binnen, zodat de zeef van binnen naar buiten wordt doorstroomd, waarbij de vaste deeltjes zich aan de binnenzijde van de zeef afzetten. Om blijvende verstopping van de zeef te voorkomen wordt aan de bovenzijde over de gehele lengte van de trommel een aantal sproeiërs (2) aangebracht, waarmee continu een gedeelte van het gefiltreerde water onder verhoogde druk op de zeef wordt versproeid, zodat de gevormde koek van de zeef wordt afgespoeld. Dit speelwater wordt in een trechter opgevangen en afgevoerd voor verdere verwerking of voor recirculatie.

Bij de keuze van een microzeef dient vanzelfsprekend rekening te worden gehouden met de vereiste capaciteit, die de zeef moet bezitten.

Dit hangt enerzijds samen met de aard en concentratie van de zwevende stoffen en anderzijds door de keuze van de afmetingen van de zeeftrommel en het zeefgaas.

Roth<sup>59</sup> geeft een overzicht van de meest gangbare trommelafmetingen met de daarbij vereiste afmetingen van het bassin (fig. 27).

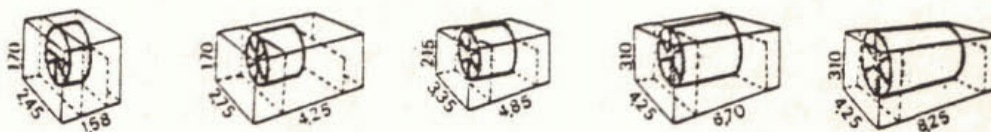


Fig. 27. Trommelafmetingen met vereiste maten van het bassin (in m).

In tabel 13 wordt de benodigde capaciteit van de elektromotor vermeld, alsmede de mogelijke capaciteit. Deze laatste hangt vanzelfsprekend ten nauwste samen met de afmetingen van de poriën in het zeefgaas.

afmetingen trommel		vermogen elektromotor (Watt)	capaciteit	
diameter (m)	lengte (m)		(m <sup>3</sup> /s) x 10 <sup>-3</sup>	(m <sup>3</sup> /d) x 10 <sup>3</sup>
1,50	0,30	375	2,7 - 26	0,23 - 2,27
1,50	0,90	560	16 - 79	1,36 - 6,80
2,30	1,50	1500	42 - 210	3,63 - 18,2
3,00	3,00	3000	60 - 530	13,6 - 45,1
3,00	4,50	4500	260 - 790	22,7 - 68,1

Tabel 13. Benodigd vermogen en capaciteit van enkele microzeven<sup>59</sup>

Er zijn een viertal soorten zeefgaas, die voor de verwijdering van zwevende stoffen in aanmerking komen. Deze zijn in tabel 16 ver

meld, waarbij aangetekend dient te worden dat het type 00 nog niet op grote schaal is toegepast. Ook zeven met grovere poriën zijn verkrijgbaar, maar het gevaar bestaat, dat dan de vorming van de filterkoek bemoeilijkt wordt (Arnold<sup>2</sup>).

zeeftype	effectieve diameter ( $\mu\text{m}$ )	aantal poriën per $\text{mm}^2$	oppervlakte-belasting	
			$\text{m}^3/\text{m}^2/\text{sec}$	$\text{m}^3/\text{m}^2/\text{h}$
Mark 00	15	ca. 350	-	-
Mark 0	23	ca. 240	$5,6 \cdot 10^{-3}$	20
Mark I	35	ca. 120	$8,4 \cdot 10^{-3}$	30
Mark II	65	ca. 90	-	-

Tabel 14. Karakteristieken van enkele zeeftypen<sup>59,42</sup>

### 6.1.3 *filtratiemechanisme*

Het zal duidelijk zijn, dat het mechanisme waardoor zwevend stof wordt verwijderd in eerste instantie een vorm van koekfiltratie is. Het schone filtergas moet eerst bedekt zijn met een laag afgefiltereerd materiaal, alvorens er sprake kan zijn van verwijdering van deeltjes met een diameter die kleiner is dan die van de poriën van de zeef. Het is dus zaak, dat deze koek zo snel mogelijk wordt gevormd omdat de filtratietijd voor een element van de zeef toch relatief gering is, namelijk de tijd dat dat element in de vloeistof verblijft.

Aan de andere kant mag de porositeit van de koek niet zodanig laag worden dat de stromingsweerstand te hoog en dus de doorstroomde hoeveelheid te laag wordt.

Vandaar dat ook na één omwenteling de filterkoek weer van de zeef moet worden afgespoeld, waarna het proces zich herhaalt.

In de eerste fase zal een relatief hoge doorzet met een laag zuiveringseffect optreden, hetgeen geleidelijk overgaat in een relatief lage opbrengst met een hoog zuiveringseffect.

Men kan deze effecten beïnvloeden door variatie van het toerental, de keuze van het drukverschil over de zeef en de hoeveelheid en druk van het spoelwater. De juiste omstandigheden zullen empirisch moeten worden vastgesteld. Wel kan men een indruk krijgen van het gedrag van het af te vangen materiaal door de bepaling van de filtreerbaarheidsindex, zoals in het volgende hoofdstuk zal blijken.

### 6.1.4 *filtreerbaarheidsindex en dimensionering*

Om tot een dimensionering van een microzeef te komen, wordt de filtreerbaarheidsindex als de meest betrouwbare grootte verondersteld. Boucher<sup>9</sup> heeft een methode ontwikkeld, om de mate van verstopping van een zeef door gesuspendeerde stoffen te meten, zodat het gedrag van het zwevend materiaal in de microzeef min of meer voorspeld kan worden. Hij relateert het filtraatvolume aan de drukval over een stukje microzeef en heeft uit een groot aantal experimenten gevonden, dat genoemde relatie weergegeven kan worden



met de volgende differentiaalvergelijking:

$$\frac{dH}{dV} = a.H. \quad (16)$$

Hierin is: H: de hydraulische weerstand, dus de drukval over de zeef (m wk)

V: het gefiltreerde volume per oppervlakte-eenheid ( $m^3/m^2$ )

a: constante ( $m^{-1}$ )

Integratie met als randvoorwaarde  $H=H_0$  als  $V=0$  levert:

$$H = H_0 \exp(aV) \quad (17)$$

Vergelijking (17) kan ook geschreven worden als

$$\ln H = \ln H_0 + aV \quad (18)$$

Fig. 28 geeft de grafische weergave van vergelijking (17) en (18).

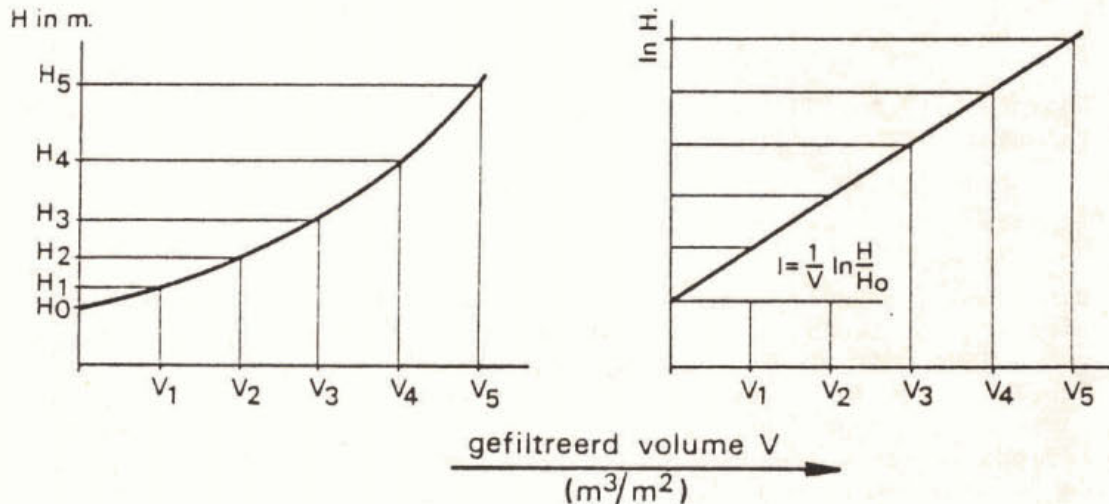


Fig. 28. Grafische weergave van vergelijking (17) en (18)

Boucher definieert nu de filtreerbaarheidsindex I als zijnde de helling van de rechte lijn in fig. 28. In formulevorm

$$I = \frac{1}{V} \ln \frac{H}{H_0} \quad (19)$$

I is dus de in formule (17) gegeven constante a, zodat (17) geschreven kan worden als

$$H = H_0 \exp(I.V) \quad (20)$$

Om vergelijking (20) geschikt te maken voor gebruik bij het ontwer-

pen van een microzeef kan men als volgt te werk gaan. Veronderstel, dat de drukval over de zeef bij genormaliseerde omstandigheden, dat wil zeggen voor een schone zeef bij een belasting van  $1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ , weergegeven wordt door  $C_f$ . Bij een doorstroomd volume van  $Q \text{ m}^3/\text{s}$  en een effectief filteroppervlak van  $A \text{ m}^2$  geldt, bij een lineair verband tussen oppervlaktebelasting en drukval, voor het dan optredende drukverschil:

$$H_0 = m \cdot \frac{Q}{A} \cdot C_f \quad (21)$$

waarin  $m$  een evenredigheidsconstante voorstelt.

$$\text{Bovendien geldt: } V = Q \cdot t \quad (22)$$

als  $t$  de tijd voorstelt, gedurende welke een eenheid van zeefoppervlak voor filtratie beschikbaar is (uitgedrukt in  $\text{s}/\text{m}^2$ ).

Met behulp van een evenredigheidsconstante  $n$  kan  $t$  aan het toeren-tal  $S$  worden gerelateerd, dus

$$t = \frac{n}{S} \quad (23)$$

Substitutie van (8) in (7) geeft dan

$$V = n \cdot \frac{Q}{S} \quad (24)$$

Door nu (21) en (24) te substitueren in (20) ontstaat de volgende relatie:

$$H = m \cdot \frac{Q}{A} \cdot C_f \cdot \exp \frac{n \cdot I \cdot Q}{S} \quad (25)$$

Met behulp van deze formule kan berekend worden of een bepaald type microzeef bruikbaar is voor de gegeven omstandigheden. Immers de waarden voor  $A$ ,  $S$  en  $C_f$  zijn apparaat-constanten, die door de fabrikant of leverancier worden opgegeven, terwijl  $Q$  de vereiste capaciteit van de installatie is.  $I$  dient met behulp van laboratoriumproeven te worden bepaald. Roth<sup>59</sup> geeft als indicatie voor de waarden van  $m$  en  $n$ :  $0,544 \text{ min}/\text{m}$  resp.  $0,856$ .

Men kan, indien nodig,  $H$  corrigeren voor temperatuursinvloeden door de invloed van de viscositeit, aangezien  $C_f$  bij een bepaalde temperatuur zal zijn opgegeven.

Bij een juiste keuze van de microzeef dient de waarde van  $H$  te liggen tussen  $0,10$  en  $0,15 \text{ mwk}$ .

#### 6.1.5 procesvariabelen

Evenals bij filtratie in bedden van korrelvormig materiaal is er een aantal variabelen, die het filtratieeffect met microzeven beïnvloeden. De belangrijkste worden hieronder vermeld.

a. Eigenschappen van het te filtreren materiaal

- concentratie aan gesuspendeerd materiaal
- grootte- en grootteverdeling van de zwevende deeltjes
- sterkte van de deeltjes

- Deze worden samengevat in de filtreerbaarheidsindex.
- b. Eigenschappen van de vloeistoffase
    - temperatuur.
  - c. Proces-technische variabelen
    - afmetingen zeeftrommel
    - poriëngrootte van het zeefgaas
    - aangelegd drukverschil
    - toerental
    - spoelproces (hoeveelheid water, aantal en type sproeiers, druk).

## 6.2 Toepassingen

De eerste experimenten met microzeven zijn uitgevoerd in Luton (G.B.). Evans en Roberts<sup>18</sup> beschrijven experimenten met microzeven met een diameter van 2,30 m en een lengte van 1,50 m, welke voorzien zijn van zeefmateriaal met een maaswijdte van 45  $\mu$ m. Gedurende 12 maanden zijn experimenten uitgevoerd. Het te behandelen effluent bevat gemiddeld 15,4 mg/l zwevende stoffen (max.: 22,0; min. 11,8). Na de microzeven is de concentratie nog 5,5 mg/l gemiddeld (max. 9,0; min. 4,0). Dit betekent een verlaging van het zwevend stofgehalte met circa 65 %. De gelijktijdig waargenomen verlaging van het BZV bedraagt circa 32 % namelijk van 13,0 tot 8,9 mg/l. Dit betekent, dat bij verwijdering van 1 mg zwevend stof circa 0,4 mg BZV wordt verwijderd. Deze BZV-verwijdering wordt volledig toegeschreven aan de verwijderde zwevende stoffen, aangezien microzeven niet in staat worden geacht om het effluent op een andere wijze te beïnvloeden. Bij deze experimenten is, ondanks de continue spoeling van de zeef, toch een daling van het behandelde waternvolume waargenomen na 7 tot 10 dagen. Dit heeft men toegeschreven aan de vorming van een biologisch-actieve film op de roestvrijstalen zeef. Door de spoeling, die circa 5 % van de filtraathoeveelheid vereist bij een druk van 200 tot 250 kPa, eenmaal per week uit te voeren met een 15 %-ige oplossing van hypochloriet, is dit verschijnsel tegengegaan.

Diaper<sup>16</sup> geeft een overzicht van in Engeland en in de Verenigde Staten opgedane ervaringen met microzeven. In de vermelde gevallen blijkt de microzeef goed te voldoen en hij concludeert dan ook, dat deze techniek bij het strenger worden van de eisen ten aanzien van zwevende stoffen steeds veelvuldiger toegepast zal worden.

Diaper geeft tevens een voorbeeld van de toepassing van microzeven waarbij in de zuiveringsinrichting simultane defosfatering wordt uitgevoerd. Daartoe wordt ijzer(III)-chloride gedoseerd voor de primaire bezinking of in het beluchtingsbassin. De resultaten van deze toepassing in Euclid (Ohio) zijn vermeld in tabel 15.

	FeCl <sub>3</sub> -dosering voor primaire bezinking			FeCl <sub>3</sub> -dosering in beluchter		
	zwevend stof	BZV	totaal fosfaat	zwevend stof	BZV	totaal fosfaat
effluent secondaire proces	55 mg/l	36 mg/l	15 mg/l	37 mg/l	20 mg/l	10 mg/l
effluent microzeef verwijde- ring	8 "	6 "	4 "	10 "	3 "	4 "
	85 %	73 %	73 %	73 %	85 %	60 %

Tabel 15. Resultaten van microzeving bij voorafgaande precipitatie met ijzer(III)-chloride

Hieruit blijkt, dat met microzeven een aanzienlijke bijdrage geleverd kan worden aan de totale fosfaatverwijdering.

Deze resultaten worden echter niet onderschreven door Roth<sup>59</sup>, die geen positieve ervaringen heeft opgedaan bij de verwijdering van chemische vlokken. Volgens hem is de weerstand over de zeef dusdanig hoog, dat de vlokken bij het contact met de zeef afgebroken worden. Ook experimenten van Lynam<sup>43</sup> tonen aan dat de filtratie van met aluminium behandeld effluent geen positieve resultaten oplevert.

Een andere interessante toepassing, die door Diaper wordt beschreven is het gebruik van de microzeef bij tijdelijke hydraulische overbelasting van de zuiveringsinrichting. In het door hem gegeven voorbeeld (Philadelphia) wordt de zeef (23 µm) gedurende 3% van de tijd gebruikt, maar bij een veel hogere belasting namelijk circa 0,03 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/s tegen 0,007 bij normaal bedrijf (110 resp. 25 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h). Ook de drukval over de zeef kan dan verhoogd worden tot 0,60 mwk, zonder dat dit tot beschadiging van de zeef leidt.

Ook Roth<sup>58</sup> geeft van een aantal Engelse installaties resultaten van verwijdering van zwevende stoffen uit het effluent van oxydatiebedden en actief slibinstallaties (tabel 16).

locatie	gaas µm	biol.* zuiv.	toevoer mg/l zw.st	afvoer mg/l zw.st	verwijde- ring %
Bracknell	35	OB	23,4	14,4	38,5
Esher	35	OB	19	6,8	64,2
Leighton - Linslad	35	OB	20	10,5	47,5
Bury St. Edmund	23	OB	33	12	63,6
Hambleton	35	OB	15	8	46,7
Guildford	35	OB	24	10	58,3
Basingstoke	23	AS	40	4	90
Fleet	35	OB	15	8	46,7
Chertsey	35	OB	30	12	60
Rugby	23	OB	23	16	30,4
Wokingham	35	OB	16	9	43,8

\*OB = oxydatiebed; AS = actief-slib

Tabel 16. Zwevende-stofverwijdering in Engelse microzeefinstallaties

Van belang is te vermelden, dat Roth als zwevend stof definieert, die deeltjes, die bij filtratie door een membraanfilter met 0,45 µm poriëndiameter afgevangen worden. Vermoedelijk zullen dan ook colloïden worden afgevangen, omdat de vorming van een filterkoek resulteert in afvangst van deeltjes met een aanzienlijk kleinere diameter dan die van de poriën van het filter. Waarschijnlijk zal bij de gewichtsbepaling van de zwevende stof de invloed van de colloïden geen belangrijke rol spelen, doch bij de daaruit volgende BZV-verwijdering kan dit wel van belang zijn.

Roth beschrijft vervolgens experimenten in Stuttgart-Büsnau, waar de mogelijkheid is gecreëerd om de werking van microzeven te bestuderen bij hydraulische overbelasting van een speciaal daarvoor geconstrueerde nabezinker. Fig. 29 geeft een idee van de werking van de microzeef bij verschillende concentraties in de toevoer.

De in het onderste gedeelte van de figuur weergegeven grafiek is de maximaal bereikbare belasting. (Dat wil zeggen bij het maximale toerental en bij de maximaal toelaatbare drukval van 0,15 mwk bij een bepaalde zwevende stofconcentratie in de toevoer). Uit de figuur blijkt, dat bij concentraties >100 mg/l in de afvoer steeds een concentratie 30 mg/l resteert. De belasting van een zeef met 35 µm poriën is dan altijd nog 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h. Ook bij lagere concentraties in de toevoer is de verwijdering steeds meer dan 50 %.

Indien als grenswaarde in het effluent van de microzeef 10 mg/l wordt genomen, volgt uit figuur 29, dat het influent bij gebruik van een 23 µm zeef maximaal 30 mg/l en voor een 35 µm zeef maximaal 20 mg/l mag bevatten.

Eveneens goede resultaten worden door Roth gemeld bij experimenten in Magstadt, waar het slib uit de biologische zuivering een uitermate slecht bezinkingsgedrag vertoont, zodat in de toevoer concentraties tot 120 mg/l aan zwevend materiaal wordt aangetroffen. Met een 23 µm zeef worden desondanks resultaten bereikt, die onder de 20 mg/l blijken te liggen. Tevens is daarbij komen vast te staan, dat het zwevend stofgehalte bij circa 200 mg/l een begrenzend factor wordt.

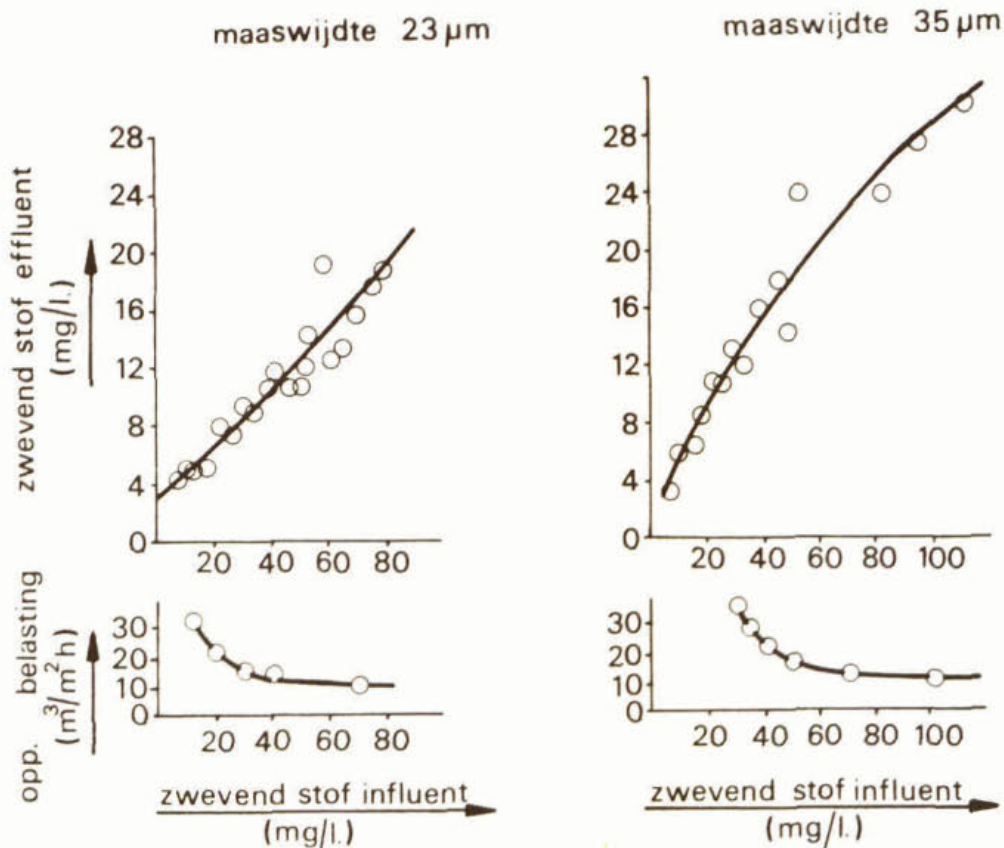


Fig. 29. Het zwevend stofgehalte in de afvoer en de oppervlaktebelasting in afhankelijkheid van het zwevend stofgehalte van de invoer

Enerzijds omdat het filtraat een concentratie behoudt die hoger is dan 30 mg/l, terwijl anderzijds de oppervlaktebelasting zodanig moet worden verlaagd, dat het spoelwaterverbruik relatief te hoog wordt.

Arnold<sup>2</sup> geeft nog enkele factoren, die nadelig kunnen zijn bij het gebruik van microzeven.

Enige van die factoren zijn:

- de deeltjesgrootte.

Deeltjes met een diameter < 10 µm worden in het algemeen niet verwijderd (Lowndes<sup>42</sup>) behalve een relatief klein gedeelte daarvan, dat door de op de zeef gevormde koek wordt afgevangen.

- corrosie.

Water met lage pH kan de levensduur van een zeef verkorten.

- verstopping van de zeef.

In sommige gevallen kan onder bepaalde condities de zeef verstopt raken door aangroei van ijzer- of mangaanverbindingen of van carbonaten, waardoor met hogere frequentie chemisch moet worden gereinigd.

- slijmvorming.

Vooraf bij behandeling van afvalwater kan een slijmlaag de doorlaat van een microzeef aanzienlijk reduceren.

De genoemde slijmvorming kan op een aantal manieren worden voorkomen of teniet gedaan. In de literatuur worden drie methoden ge-

bruikt namelijk reinigen met stoom<sup>2</sup>, bestraling met UV-licht<sup>2,16</sup> of chemisch met een hypochlorietoplossing<sup>2,18</sup>.

Ook combinaties van deze technieken kunnen in sommige gevallen noodzakelijk zijn.

Vandyke<sup>82</sup> noemt suggesties voor onderzoek aan enkele reinigingsmethoden ter verwijdering van de biologische film op het zeefgas namelijk

- a. het aanbrengen van chemicaliën op het gas, waardoor de aangroei wordt voorkomen;
- b. dosering van kleine concentraties chloor of ozon aan het spoelwater;
- c. het vormen van zuurstofgas aan de zeef, door deze als anode aan te sluiten in een elektrolytisch systeem.

Door de zich aan het zeefoppervlak ontwikkelde zuurstof wordt de film continu verwijderd.

De hoeveelheid spoelwater, die bij microzeven vereist is, bedraagt in de regel circa 5 % van het filtraatvolume (Truesdale<sup>80</sup>, Isaac<sup>29</sup>, Roth<sup>58, 59</sup>).

## 7 OVERIGE VERWIJDERINGSTECHNIKEN

### 7.1 Algemeen

Naast de in de vorige hoofdstukken beschreven zuiveringstechnieken zijn er nog andere processen, die in principe ook geschikt zijn voor verwijdering van zwevende stoffen uit water. De gegevens, die hierover in de literatuur zijn te vinden zijn echter schaars en bovendien vaak gericht op verlaging van de concentratie aan opgeloste verontreinigingen.

Dit zal ook samenhangen met het feit, dat deze processen niet algemeen toepasbaar zullen zijn. Het gebruik van bijvoorbeeld biezenvelden of een nabehandelingsvijver is alleen mogelijk als de lokatie, waar de zuiveringsinrichting zich bevindt, daartoe geschikt is. In veel gevallen zal dat niet het geval zijn. Van andere processen is het al bij voorbaat bijna zeker, dat de financiële aspecten dermate ongunstig zijn, dat de toepassingsmogelijkheden in de praktijk slechts gering zullen zijn.

Desondanks lijkt het zinvol deze processen in kort bestek te noemen. In de eerste plaats om een wat vollediger overzicht van de mogelijkheden te verkrijgen. En in de tweede plaats, omdat het niet uitgesloten is dat ten gevolge van bepaalde specifieke omstandigheden, voor één van de nu volgende zuiveringstechnieken moet worden gekozen.

### 7.2 Sedimentatie

Sedimentatie is het proces, waarbij in water gesuspendeerde deeltjes onder invloed van de zwaartekracht een neerwaarts gerichte snelheid verkrijgen en zich naar de bodem van het bassin, waarin de suspensie zich bevindt, bewegen. Daar vindt een concentrering van deeltjes plaats, zodat een regelmatige verwijdering van de vaste stoffen vereist is.

De theoretische achtergronden van sedimentatie zullen hier niet worden behandeld. Koot<sup>38</sup> geeft een uitgebreide verhandeling over het ontwerpen van bezinkingsinstallaties met een uitvoerige theoretische inleiding.

Als vuistregels voor de condities in een nabezinker geeft Koot de onderstaande waarden.

Oppervlaktebelasting: 1 - 1,5 m/h

Verblijftijd : 1,5 - 2 uur.

Dit betekent, dat als een extra sedimentatiestap als tertiaire zuiveringsmethode moet worden ontworpen de oppervlaktebelasting onder de genoemde waarde moet blijven. De daartoe vereiste bezinkingsruimte zal dan zeer groot moeten zijn. Dit kan enigszins worden ondervangen door gebruik te maken van lamellenafscheiders die een aanzienlijk kleinere ruimtebehoefte hebben (Ives<sup>31</sup>).

Echter in het geval, dat het zwevende stofgehalte in het effluent van de nabezinker ongewenst hoog is ten gevolge van licht slib of zeer kleine deeltjes ("pin points"), is het mogelijk dat ook met lamellenbezinkers geen goed resultaat wordt verkregen. Men kan dan nog trachten de dichtheid van de deeltjes (en daardoor de be-



zinkingssnelheid) te verhogen door het toevoegen van vlokhelpmiddelen. Deze stoffen bevorderen het samengroeien van kleine deeltjes tot grotere, welke over het algemeen een gunstiger bezinkingsgedrag vertonen.

In de literatuur zijn geen voorbeelden gevonden, waarbij één van de bovengenoemde methoden wordt gebruikt om het zwevend stofgehalte in effluent te verlagen.

### 7.3 Flotatie

Flotatie is een proces, dat gedefinieerd kan worden als het transport van gesuspenderde deeltjes naar het grensvlak water-lucht, door te bewerkstelligen dat zeer kleine luchtbelllen zich aan die deeltjes hechten. Door de vorming van agglomeraten van deeltjes en luchtbelllen wordt de dichtheid lager dan die van water met als gevolg een opwaartse beweging. Voor de fundamentele aspecten van het flotatieproces wordt verwezen naar het STORA-rapport "Slibindiking" (I. literatuuronderzoek) (pag. 89-128)<sup>65</sup>.

De vorm van flotatie, die bij de drinkwaterbereiding het meest be lovend is, is het zogenaamde "dissolved air flotation process". Het principe van dit proces is schematisch weergegeven in fig. 30.

Daarbij wordt een gedeelte van de produktstroom (ca. 5 %) onder verhoogde druk (ca. 500 kPa) verzadigd met lucht en in het flotatiebassin door middel van een daartoe geschikte nozzle verstoven.

Door de dan optredende drukverlaging wordt het gerecirculeerde water plotseling oververzadigd met lucht met als gevolg dat de laatste uit oplossing treedt in de vorm van kleine belllen (diameter 10 - 100  $\mu\text{m}$ ). Tijdens het opstijgen van de belllen komen ze in botsing met de gesuspenderde deeltjes hetgeen de gewenste agglomeraten kan opleveren.

In Groot-Brittannië wordt op grote schaal geëxperimenteerd met dit systeem door het Water Research Centre in Medmenham.

In hoeverre dit werkelijk een serieus alternatief is voor het sedimentatieproces is op dit moment niet te zeggen.

In Nederland uitgevoerde experimenten hebben aangetoond, dat voor bepaalde watersoorten flotatie qua vlokverwijderingsproces niet onder behoefte te doen voor sedimentatie.

Er zijn echter nog slechts weinig gegevens gepubliceerd en ook als tertiaire behandelingswijze voor de afvalwaterzuivering zijn geen publicaties daaromtrent gevonden.

### 7.4 Riet- en biezenvelden

Mede ten gevolge van de sterk toegenomen recreatie langs de Veluwe randmeren en de daardoor ontstane problemen met betrekking tot de zuivering van het huishoudelijk afvalwater in het zomerseizoen, is onderzoek verricht naar de toepassingsmogelijkheden van biez- en rietvelden. In Nederland zijn de experimenten uitgevoerd met het afvalwater van een nabij Elburg gelegen kampeerterein en beschreven door Kok<sup>37</sup> en De Jong<sup>34</sup>.

Figuur 31 geeft voor het vakantieseizoen 1969 de P- en N-gehalten van het in- en effluent van het biezenveld. Gebleken is, dat de

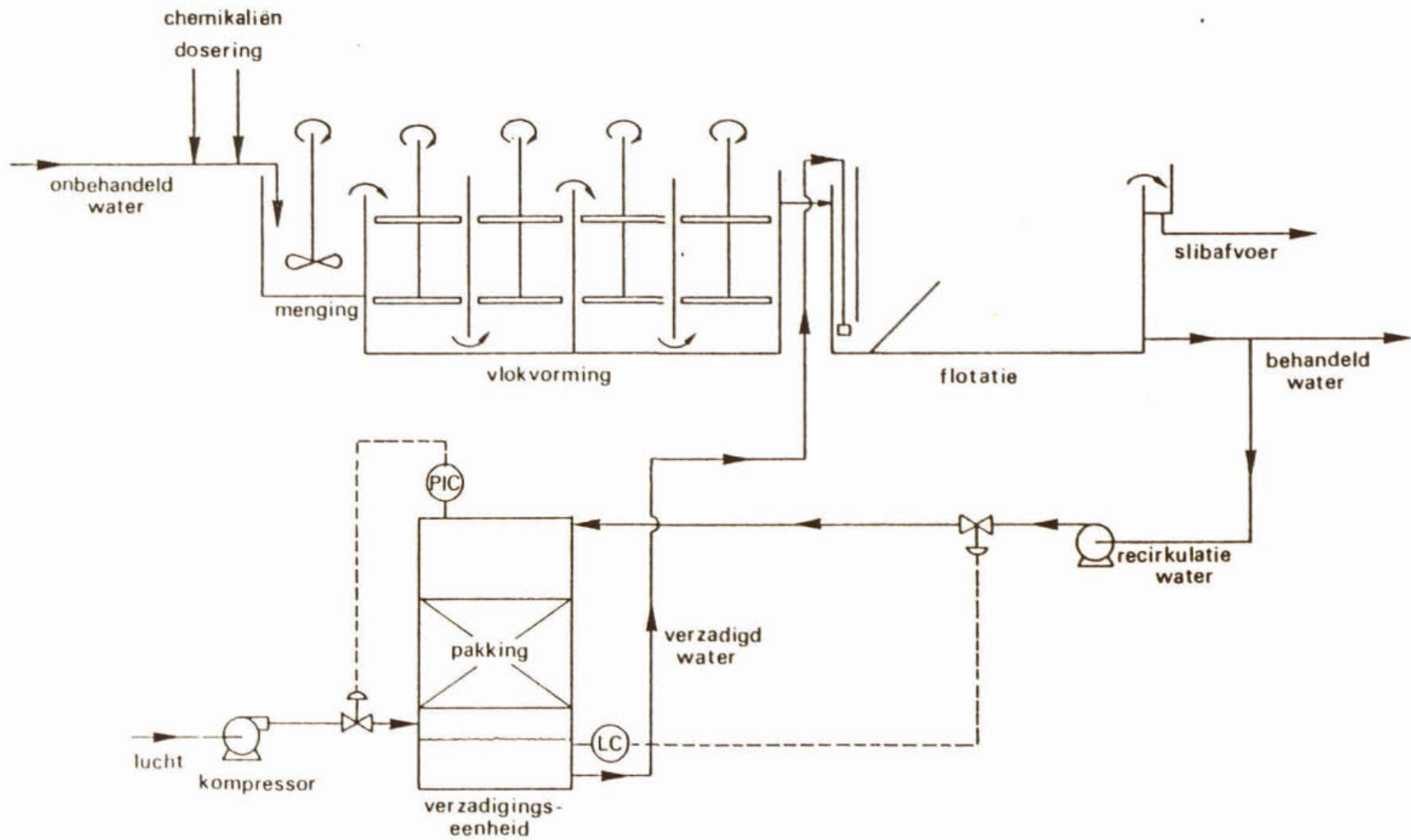


Fig. 10. Schematische weergave van een flotatie-installatie

BZV, de CZV, het N-Kjeldahl- en het totaal fosfaatgehalte aanzienlijk gereduceerd kunnen worden, indien de verblijftijd lang genoeg is (bijvoorbeeld 10 dagen of meer).

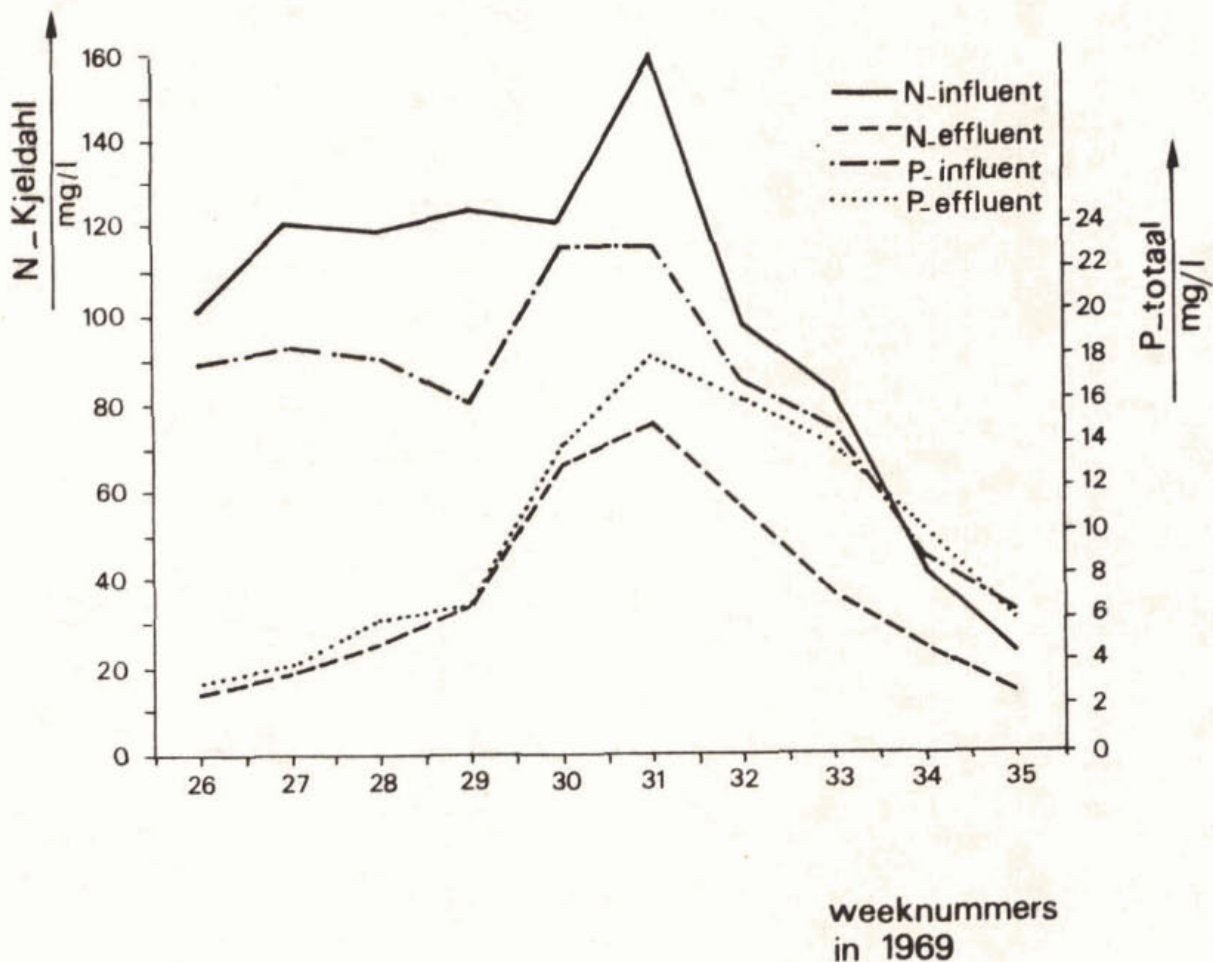


Fig. 31. Gehalte aan N-Kjeldahl en totaal fosfaat van het biezenveld in 1969<sup>37</sup>

In figuur 32 is de zuiveringsgraad weergegeven als functie van de verblijftijd. Grafiek A geeft de bruto-verwijdering weer, terwijl in grafiek B deze is gecorrigeerd voor de hoeveelheid water, en dus ook voor de hoeveelheden aan opgeloste verontreinigende stoffen, die in de bodem dringt (wegzijging).

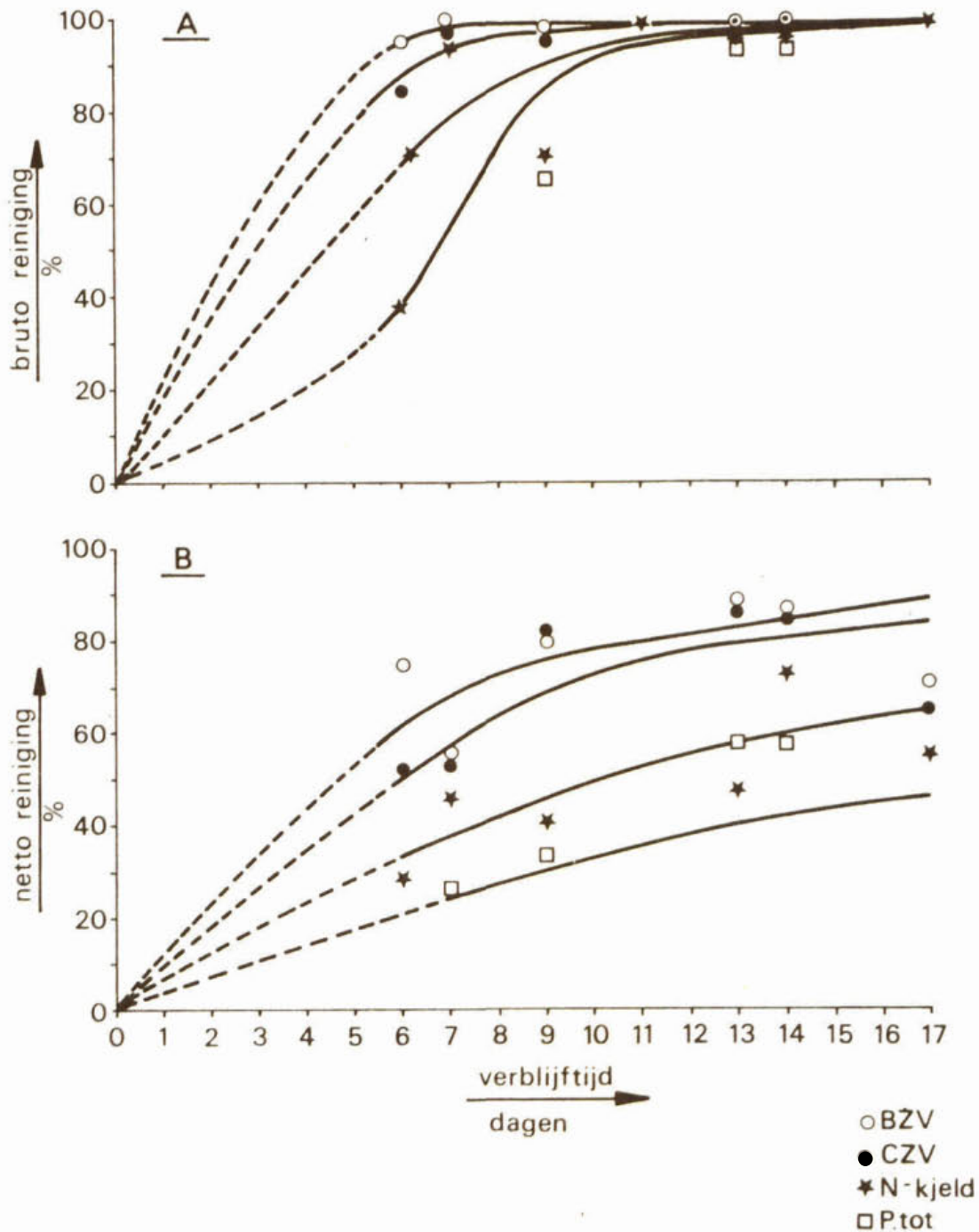


Fig. 32. Verband tussen het reinigingspercentage ten aanzien van BZV, CZV, N en P en de verblijftijd in het biezenveld in 1969<sup>37</sup>

Volgens Kok kan bij het dimensioneren van een biezenveld of rietveld figuur A worden gebruikt, aangezien in het grond- en drainwater in de omgeving geen sprake is van een chemische of bacteriologische verontreiniging.

Bij de keuze van het type gewas is men in eerste instantie uitgegaan van de gedachte, dat aan biezenveld (met name *Scirpus Lacustris*

L. ssp. Lac) een bijzondere zuiverende werking moet worden toegeschreven. Later is gebleken (Karidon<sup>35</sup>) dat de biezen op zich geen belangrijke rol spelen bij het afsterven van coli-bacteriën en bij de afbraak van organische stoffen, doch dat het aanbieden van aanhechtingsplaatsen voor microflora en -fauna voor de zuivering bepalend is.

Men kan daarom in plaats van biezen (goed verkoopbaar, doch veel onderhoud eisend) ook gebruik maken van riet (sterker dan biezen, minder onderhoud, doch een marktwaarde die nihil is).

Als capaciteit van een biezenveld noemt Kok ca. 150 m<sup>3</sup>/ha.dag hetgeen bij een afvalwaterhoeveelheid van 70 liter per persoon per dag, een oppervlakte van ruim 4 m<sup>2</sup> per persoon vereist.

Ten aanzien van de verwijdering van zwevende stoffen worden geen gegevens vermeld. Gezien echter de lange verblijftijd van ca. 10 dagen, zal het grootste gedeelte van het zwevend materiaal ook verwijderd worden ten gevolge van optredende bezinking.

#### 7.5 Nabehandelingsvijvers

Voorals in Engeland wordt in het gebied van de Thames veelvuldig gebruik gemaakt van nabehandelingsvijvers, met als doel het verbeteren van de kwaliteit van het effluent van afvalwaterzuiveringsinrichtingen, alvorens dat in de oppervlaktewateren geloosd wordt. Een voorbeeld van nabehandelingsvijvers wordt gegeven door Potten<sup>54</sup>. De metingen van hem tonen aan, dat het BZV-getal met 30 % en het gehalte aan gesuspendeerde stoffen met ca. 40 % wordt gereduceerd.

Opgemerkt wordt, dat bij verblijftijden van 5 dagen of meer een zodanige algengroei kan optreden, dat het zwevend stofgehalte van het uit de vijver komende water aanzienlijk toeneemt. Potten wijst ook op het nut van nabehandelingsvijvers ten opzichte van de bufferende werking daarvan. Een storing, die in de zuiveringsinrichting is opgetreden ten gevolge van een hoeveelheid toxisch materiaal, heeft nauwelijks invloed gehad op het effluent van de vijver.

Toms e.a.<sup>78</sup> geeft schematisch de effecten weer die door nabehandelingsvijvers optreden (figuur 33).

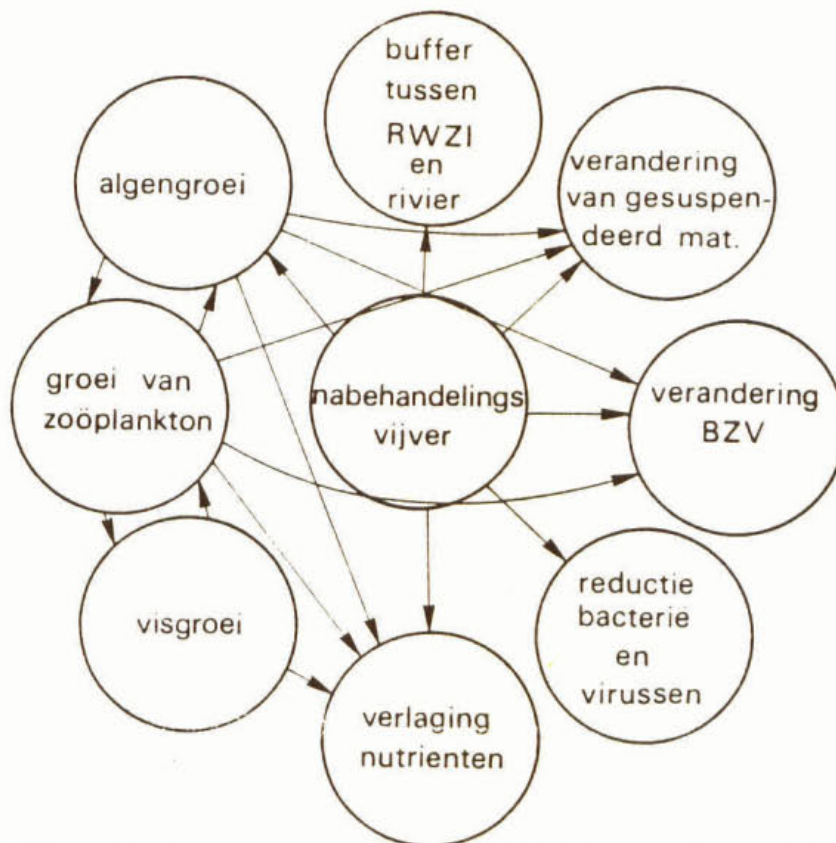
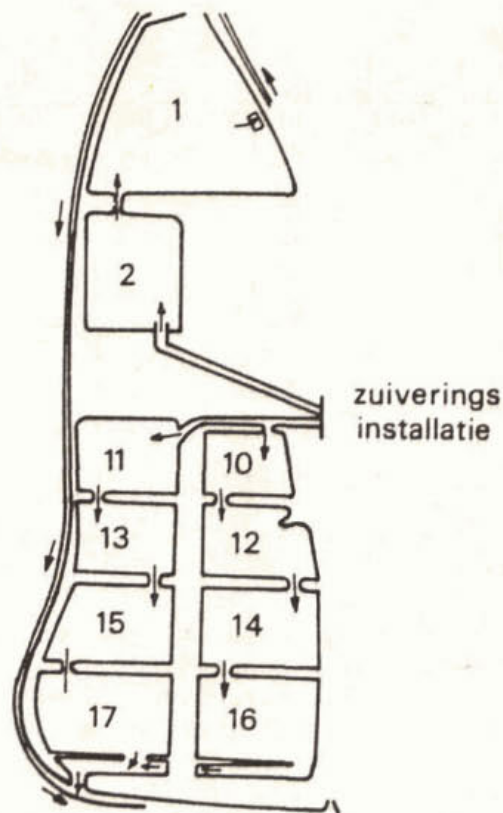


Fig. 33. Schematische weergave van het effect van nabehandeling vijvers<sup>78</sup>

Hij beschrijft resultaten van metingen in nabehandelingvijvers in Rye Mead (G.B.). Daarin wordt water gevoerd van een zuiveringsinrichting, alvorens lozing plaats vindt in de rivier de Lee. Het gehele project bestaat uit 10 vijvers, die gerangschikt zijn, zoals in figuur 34 is weergegeven. In tabel 17 zijn enkele karakteristieke grootheden van de diverse vijvers vermeld.

vijver No.	oppervlakte (m <sup>2</sup> )	gemiddelde diepte (m)	debiet (m <sup>3</sup> /s)	gemiddelde verblijftijd (h)	totale verblijftijd (h)
1	4,6.10 <sup>4</sup>	1,2	0,10	156	223
2	2,4 "	1,0	0,10	67	57
10	1,1 "	0,9	0,21	13	13
12	1,9 "	1,0	0,21	25	38
14	1,5 "	1,1	0,21	22	60
16	1,5 "	1,3	0,21	26	86
11	1,3 "	1,0	0,32	11	11
13	1,9 "	1,0	0,32	17	28
15	1,5 "	1,1	0,32	14	42
17	1,8 "	1,2	0,32	19	61

Tabel 17. Enkele karakteristieke grootheden van de nabehandeling vijvers in Rye Mead<sup>78</sup>



Figuur 34. Rangschikking van de vijvers in Rye Mead<sup>78</sup>

Toms geeft een aantal effecten, die bij doorstroming van de nabehandelingvijvers optreden ten opzichte van de verwijdering aan zwevende stoffen en andere belangrijke parameters. Uitgaande van een effluentkwaliteit, zoals in tabel 18 is weergegeven, treedt een verlaging op in het zwevend stofgehalte van maximaal ca. 65 %, hetgeen blijkt uit de gegevens in tabel 19.

parameter	eenheid	1972		
		min.	max.	gem.
zwevende stof	(mg/l)	4,1	38,9	10,2
zuurstof	( " )	1,6	6,4	4,0
pH		7,17	7,54	7,26
NO <sub>3</sub> -N	( " )	21,0	41,6	30,6
NO <sub>2</sub> -N	( " )	0	0,03	0,02
NH <sub>3</sub> -N	( " )	0,01	0,56	0,07
fosfaat	(mg/l P)	5,7	12,1	8,5
geleidbaarheid	( S/cm)	-	-	1,16.10 <sup>4</sup>
Esch. coli	(N.10 <sup>4</sup> /100 ml)	0,2	20	2,0

Tabel 18. Kwalitatieve gegevens van effluent bij intrede in de nabehandelingvijvers

vijver no.	totale verblijftijd		concentratie zwevende stof
	(h)		(mg)
influent	0		10,2
11	11		6,3
10	13		6,3
13	28		4,2
12	38		3,6
15	42		3,1
14	60		3,3
17	61		3,6
16	86		4,7

Tabel 19. Invloed van de verblijftijd op de verwijdering van zwevende stoffen

In vijver 16 en 17 treedt een lichte stijging op in het gehalte aan zwevende stoffen, hetgeen veroorzaakt wordt door enige algengroei en groei van phytoplankton. Dit verschijnsel doet zich, vooral in de zomermaanden, eveneens en in sterkere mate voor in vijvers 1 en 2.

In de wintermaanden is het produkt uit vijver 2 vergelijkbaar met dat uit 16, doch 's zomers treedt in de vijvers 1 en 2 ten gevolge van de lange verblijftijden een sterke algengroei op waardoor het zwevend stofgehalte eveneens sterk toeneemt. Eén en ander wordt geïllustreerd in figuur 35.

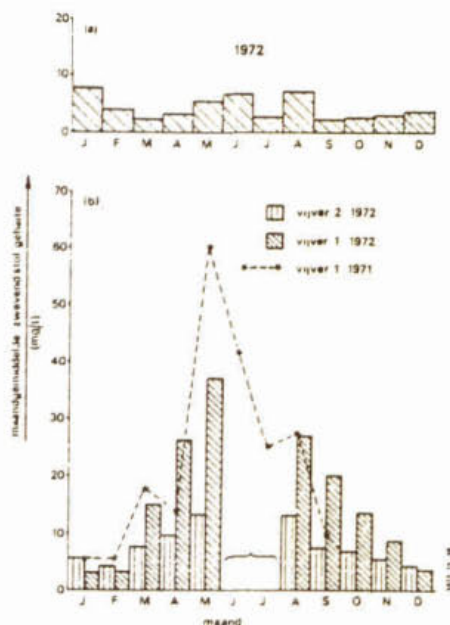


Fig. 35. De invloed van het seizoen op de concentratie zwevende stoffen  
 (a - vijver 16 in 1972  
 b - vijver 1 en 2 in 1971 en 1972)



Hieruit concludeert Toms, dat de verwijdering van zwevende stoffen bij voorkeur dient plaats te vinden door gebruik te maken van in serie geschakelde vijvers met elk een relatief korte verblijftijd (totaal maximaal 4 dagen).

Hetzelfde vindt hij voor de verlaging van het BZV-getal, en het aantal bacteriën (E.coli), terwijl dit laatste tevens sterk afhankelijk is van het seizoen (maximale bacteriënverwijdering in de zomermaanden) hetgeen blijkt uit figuur 36. Een maximale fosforverwijdering treedt op indien een maximale algenpopulatie aanwezig is, aangezien ten gevolge van de dan optredende pH-verhoging fosforverbindingen neerslag (verblijftijd langer dan 10 dagen).

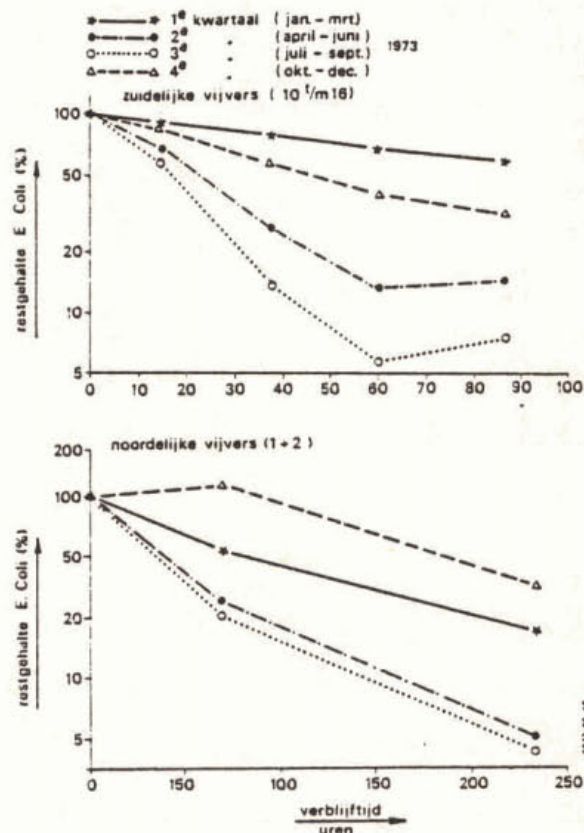


Fig. 36. Invloed van de verblijftijd op het afsterven van E.coli bacteriën in de diverse seizoenen

Dit veroorzaakt echter meestal een onaanvaardbaar hoog zwevend stofgehalte, zodat een compromis moet worden gezocht.

Als algemene conclusie noemt Toms, dat bij de toepassing van nabehandelingsvijvers als tertiaire zuiveringstrap een aantal vijvers in serie te prefereren is boven één vijver met dezelfde totale verblijftijd (behalve ten aanzien van fosfaatverwijdering). Het aantal vijvers en de dimensionering daarvan hangt af van de aan het produkt gestelde eisen en van de kwaliteit van het te behandelen effluent.

## 7.6 Actief-koolfilters

Het gebruik van filters met korrelvormig actieve kool wordt bij de behandeling van afvalwater toegepast om opgeloste, organische stoffen uit het water te verwijderen. Deze verwijdering vindt plaats door adsorptie aan de kool, dat meestal in de vorm van vaste bedden wordt toegepast. Onopgeloste stoffen veroorzaken een extra drukval over het bed, zodat de frequentie, waarmee het bed gespoeld moet worden, zal toenemen. Toch melden Zanitsch en Morand<sup>87</sup> goede resultaten bij behandeling van het effluent van een actief-slibinstallatie in 4 in serie geschakelde actief-koolfilters, zonder dat het effluent wordt voorbehandeld. In tabel 20 zijn de gemiddelde resultaten van de experimenten vermeld, waarbij aangetekend wordt dat het eerste filter eenmaal in de twee dagen wordt gespoeld, als het zwevend-stofgehalte niet extreem hoog is. De drukopbouw is dan ook niet groot namelijk kleiner dan 20 kPa per 48 uur.

parameter	influent	effluent			
		filter 1	filter 2	filter 3	filter 4
zwevende stof (mg/l)	22	12	10	4	3
TOC (mg/l)	29	21	14	10	7
BZV (mg/l)	18	6	5	4	3
DOC (mg/l)	21	16	10	7	5

Tabel 20. Gemiddelde resultaten (over 2 maanden) van actief-kool filtratie<sup>87</sup>

De conclusie van de auteurs is dan ook, dat ten gevolge van de aanzienlijke reducties in TOC, BZV en DOC actief-koolfiltratie een goede tertiaire techniek is en indien de kool na thermische reactivering hergebruikt wordt lijkt het ook economisch aantrekkelijk. In het geval de tertiaire zuivering voornamelijk gericht is op de verlaging van het zwevende stofgehalte lijkt dit, ondanks de goede resultaten, toch een aanmerkelijk duurder proces dan snelfiltratie. Dit laatste volgt ook uit het voorbeeld, dat Smith en Mc.Michael<sup>66</sup> geven van een installatie in Pomona (California), waar in 5 neerwaarts doorstroomde filters circa 45 m<sup>3</sup>/h wordt behandeld. De resultaten zijn vermeld in tabel 21 en zijn verkregen bij een contacttijd van 35 - 40 minuten. Het spoelwaterverbruik bedraagt 3 % (eenmaal per dag) bij een zwevend stofgehalte van 10 mg/l, terwijl een verdubbeling van de spoelfrequentie wordt verwacht bij 20 mg/l aan zwevende stoffen.

parameter	voor filtratie	na filtratie
zwevende stof (mg/l)	10	1
CZV (mg/l)	47	9
TOC (mg/l)	13	2,5

Tabel 21. Resultaten met actief-koolfilters in Pomona (USA)<sup>66</sup>

Van Lier<sup>41</sup> is van mening dat relatief hoge concentraties aan onopgeloste bestanddelen bij actief-koolfiltratie vermeden dienen

te worden vanwege de optredende extra drukval, maar ook omdat daardoor de adsorptiecapaciteit van de kool afneemt. Hij geeft enkele voorbeelden van de toepassing van koolfilters (South Lake Tahoe (USA) en Windhoek (Zuid-Afrika)) op een dusdanige plaats in het zuiveringsschema, dat het grootste gedeelte van de zwevende stoffen reeds is verwijderd (meestal na fysisch-chemische behandeling en snelfiltratie). Maar dan nog is, aldus Van Lier, het koolverbruik dusdanig hoog, dat dit uit economisch oogpunt gereactiveerd zal moeten worden.

Uit een en ander moge blijken, dat voor de verwijdering van zwevende stoffen alleen, actieve kool minder aantrekkelijk is dan bijvoorbeeld filtratie over zand in verband met de financiële aspecten die daaraan zijn verbonden. In hoeverre het verlagen van het TOC-, BZV- en CZV-getal deze keuze beïnvloedt zal van geval tot geval verschillen en onder andere afhankelijk zijn van wat er met het behandelde water wordt gedaan.

## 7.7 Membraanprocessen

De membraanprocessen die voor de verwijdering van gesuspendeerd materiaal uit afvalwater het meest in aanmerking komen zijn hyperfiltratie en ultrafiltratie. Deze technieken zijn oorspronkelijk ontwikkeld om met behulp van een over een membraan aangelegd drukverschil opgeloste stoffen uit het water te verwijderen. Het hyperfiltratieproces is ontwikkeld als ontzoutingstechniek voor brak grondwater en zeewater en neemt op dit gebied ten opzichte van de andere ontzoutingstechnieken een steeds belangrijker plaats in. Schippers<sup>61</sup> geeft een overzicht van de stand van zaken en de mogelijkheden om hyperfiltratie in Nederland op grotere schaal toe te passen.

Het grootste technologische probleem van het hyperfiltratieproces is het verschijnsel membraanvervuiling. De voornaamste oorzaken hiervan zijn:

- precipitatie van slecht oplosbare verbindingen op het membraan (calciumsulfaat, calciumcarbonaat, humusverbindingen en ijzer- en mangaancomplexen daarvan);
- vervuiling door afzetting van colloïden op het membraan (olie, ijzer- en mangaanhydroxiden, zwavel, humusverbindingen);
- vervuiling door afzetting van gesuspendeerd materiaal op het membraan (klei, bacteriën).

Voor een economische bedrijfsvoering is het bij het hyperfiltratieproces noodzakelijk het verschijnsel membraanvervuiling tot een minimum te beperken. Dit kan onder andere worden bereikt door voorbehandeling van het voedingwater en een juiste keuze van de hydrodynamische condities in het membraan. Een voorbeeld van een toepassing van hyperfiltratie op afvalwater is de proefinstallatie te Dordrecht, waar het effluent van de actief-slibinstallatie na de sedimentatiestap wordt onderworpen aan een opwaartse vlokkingfiltratie gevolgd door neerwaartse filtratie (Hofman<sup>26</sup>). Vervolgens vindt hyperfiltratie plaats, waardoor het gehalte aan opgeloste organische en anorganische verbindingen aanzienlijk wordt gereduceerd. Bij een directe toepassing van het hyperfiltratiepro-

ces op afvalwater zal door de hoge concentratie aan verontreinigende verbindingen zeker membraanvervuiling optreden, zodat frequente reiniging van het membraanoppervlak noodzakelijk is. Bij een dergelijke toepassing zullen alleen buisvormige membranen in aanmerking komen, omdat deze het minst gevoelig voor vervuiling zijn en op eenvoudige wijze kunnen worden gereinigd.

Indien uitsluitend de verwijdering van gesuspendeerd materiaal en organische verbindingen met een hoog molecuulgewicht (colloïden, eiwitten enz.) wordt beoogd, is het uit energetisch oogpunt veel aantrekkelijker om ultrafiltratie toe te passen.

Ultrafiltratie wordt veelvuldig toegepast op industrieel afvalwater voor het concentreren en terugwinnen van waardevolle componenten (Van der Velden en Smolders<sup>83</sup>). Het proces onderscheidt zich van het hyperfiltratieproces door de veel lagere werkdruk die moet worden aangelegd. Ook bij dit proces is frequente reiniging van het membraanoppervlak en een juiste keuze van de hydrodynamisch condities vereist om de produktie op een bepaald niveau te handhaven. Het zal duidelijk zijn, dat uit het oogpunt van de verwijdering van zwevende stoffen, deze processen zeer goed werken (100 % verwijdering). De kosten echter zullen dermate hoog zijn, dat het als verwijderingstechniek alleen niet interessant is. In gevallen, dat aan het effluent zeer hoge eisen worden gesteld (bij hergebruik bijvoorbeeld) kunnen deze processen wellicht wel toepasbaar zijn.

Aan de hand van literatuurgegevens is het moeilijk om een betrouwbare schatting te maken van de kosten, die een bepaalde zuiverings-techniek met zich mee brengt. In enkele gevallen wordt er, zij het meestal onder voorbehoud, een globale indruk van de kosten gegeven. Dan betreft het echter experimenten uitgevoerd in Amerika of Engeland, zodat de omstandigheden meestal niet met die in Nederland te vergelijken zijn. Daarbij komt dat elk effluent specifieke eigenschappen heeft, die de proceskosten belangrijk kunnen beïnvloeden.

Om echter een globale indruk te geven van de financiële aspecten zullen enkele literatuurgegevens worden vermeld.

Smith en Mc. Michael<sup>66</sup> en Kugelman<sup>39</sup> geven de in tabel 22 vermelde kosten voor een aantal tertiaire behandelingstechnieken, gericht op verwijdering van zwevende stoffen.

proces	behandelingkosten (centen/m <sup>3</sup> )*		
	capaciteit (m <sup>3</sup> /dag)		
	4.000	40.000	400.000
microzeving	1,3	1,1	0,9
diepbedfiltratie	6,7	2,9	1,3
vlokvorming en -verwijdering	6-20	3-10	2-5
actieve kool	30	10	7

Tabel 22. Kostenvergelijking voor zwevende-stofverwijdering

\* Opmerking: Uitgaande van een toenmalige dollarkoers van circa f 3,50 (1970), zijn bovengenoemde getallen in centen/m<sup>3</sup> ongeveer gelijk, aan die in \$ cents/1000 gallon.

Uit deze tabel blijkt, dat het gebruik van een microzeef financieel gezien het aantrekkelijkst is. Bij een grote capaciteit echter nemen de kosten niet sterk af, hetgeen wel bij filtratie het geval is. De grote spreiding in kosten voor het vlokvormings- en vlokvormingsproces moet worden toegeschreven aan de diverse variëteiten in de uitvoering. De laagste kosten zijn die waarbij vlokvorming en vlokvormingsproces in de nabezinktank plaatsvinden, terwijl de hoogste kosten ontstaan bij een aparte vlokvorming en vlokvormingsproces met behulp van sedimentatie en/of snelfiltratie.

Kugelman geeft voor actief-koolfiltratie, waarbij naast de zwevende-stofverwijdering tevens een verwijdering van opgeloste organische stoffen plaatsvindt, een kostprijs van respectievelijk 30, 10 en 7 cent/m<sup>3</sup>, voor de in tabel 22 gegeven capaciteiten. Truesdale en Birkbeck<sup>17</sup> geven voor een aantal processen de geschatte kapitaalkosten en de onderhoudskosten (uitgedrukt in man-uren/1000 m<sup>3</sup>), zoals in tabel 23 wordt weergegeven.

	kapitaalkosten per jaar (gld/m <sup>3</sup> /dag)	(manuren/m <sup>3</sup> )
microzeving	24,2 (4500 m <sup>3</sup> /d)	0,011
snelfiltratie	27,4 (2250 m <sup>3</sup> /d)	0,022
nabehandelings- vijvers	11	0,02 - 0,2
Langzame zand- filtratie	66	1,1 - 4,4

Tabel 23. Kostenvergelijking volgens Truesdale en Birkbeck<sup>79</sup>  
(exclusief de kosten voor aankoop van de benodigde grond).

Uit deze gegevens blijkt, dat microzeving en snelfiltratie voor wat betreft kostprijs onderling niet veel verschillen, doch aanmerkelijk duurder zijn dan de biologische methoden met behulp van vloeivelden of nabehandelingvijvers. Deze gegevens zullen echter veelal ongunstiger komen te liggen voor de laatste twee processen indien de grondprijs mee wordt gerekend. Het grote vereiste oppervlak voor vloeivelden en nabehandelingvijvers maakt juist dat deze niet algemeen toepasbaar zullen zijn omdat eenvoudig de vereiste grondoppervlakte niet altijd beschikbaar is.

Zoals reeds gezegd, is het vergelijken van kostenindicaties, gegeven in de diverse referenties, niet of nauwelijks mogelijk. Daardoor wordt het eveneens moeilijk de verschillende technieken onderling te vergelijken, hetgeen voor een juiste afweging bij de proceskeuze toch van belang kan zijn. Daarom is in onderstaande tabel 24 toch een bepaalde rangschikking gegeven, die gedeeltelijk uit de literatuur en gedeeltelijk gevoelsmatig is samengesteld.

Geheel arbitrair is daarin voor microzeving de index op 1 gesteld en zijn de andere processen daaraan gerelateerd.

zuiveringstechniek	index
microzeving	1
snelfiltratie	1-1,5
vlokvorming en -ver- wijdering	2-5
rietvelden	0,3
nabehandelingvijvers	0,5
sedimentatie	0,5
flotatie	0,8
aktieve kool	6-10
membraanprocessen	10-20

Tabel 24. Globale schatting van de kostprijs van diverse processen

Met nadruk wordt erop gewezen, dat geen grote waarde aan deze tabel gehecht mag worden en dat deze slechts een ruwe indicatie is. Een meer exacte berekening zal naar verwachting veel tijd vergen, terwijl aan het resultaat altijd een relatieve waarde zal moeten worden gegeven in verband met de veronderstellingen waarvan voor een dergelijke kostencalculatie noodzakelijkerwijs moet worden uitgegaan. Bovendien is het altijd noodzakelijk, dat experimenten worden uitgevoerd met een bepaald type effluent om de invloed van de kwaliteit en eigenschappen van dat effluent op de diverse processen te kunnen beoordelen.

9.1 Conclusies

In dit rapport wordt een overzicht gegeven van de technieken, waarmee het in principe mogelijk is het zwevend-stofgehalte van het effluent van een afvalwaterzuiveringsinrichting tot een zodanig niveau te reduceren, dat aan eventuele, in de toekomst te stellen eisen ten aanzien van zwevende stoffen, zal kunnen worden voldaan. Er zijn twee methoden, die zich daar vooral toe lenen namelijk snelfiltratie en microzeving. In de literatuur wordt daar dan ook de meeste aandacht aan geschonken. Vervolgens zijn er processen, waarmee weliswaar ook bevredigende tot goede resultaten kunnen worden verkregen, maar die om diverse redenen niet altijd toegepast kunnen worden. Hierbij kan men denken aan nabehandelingsvijvers en rietvelden, waarin ten gevolge van de lange verblijftijden zwevende stoffen worden afgescheiden door sedimentatie. Ook het creëren van een extra sedimentatiestap bijvoorbeeld in lamellenafscheiders kan in sommige gevallen worden overwogen, evenals het flotatieproces. Het zal van de aard en concentratie van zwevende stoffen afhangen of een van deze methoden te prefereren is boven filtratie of microzeving. De toepassing van nabehandelingsvijvers en rietvelden zal niet altijd mogelijk zijn in verband met de daartoe vereiste grondoppervlakte. Dan zijn er een aantal processen, die er in de eerste plaats op zijn gericht om opgeloste stoffen te verwijderen uit het water. Daartoe behoren de membraanprocessen (hyper- en ultrafiltratie) en het adsorptieproces in actief-koolfilters. Bij de eerstgenoemden wordt het zwevend-stofgehalte tot nul gereduceerd, maar dat gaat ten koste van een sterke daling in de productie ten gevolge van de vervuiling van de membranen. Bij doorstroming van actief-koolfilters wordt circa 90 % van de zwevende stoffen verwijderd, maar dat gaat in dit geval ten koste van een versnelde drukopbouw, hetgeen de spoelfrequentie doet stijgen. Tenslotte kan gebruik worden gemaakt van het vlokformingsproces waarbij na toevoeging van een vlokmiddel en na vlokvorming een vlokverwijdering wordt toegepast in de vorm van sedimentatie, flotatie of filtratie. Ook een combinatie van sedimentatie of flotatie gevolgd door filtratie wordt wel toegepast. Tabel 25 geeft een globaal overzicht van de resultaten, die met de diverse processen kunnen worden bereikt.

	verwijderingspercentage	reductiefactor	restconcentratie (mg/l)
snelfiltratie	70-90	3-10	2-15
microzeving	50-80	2- 5	5-20
vlokvorming en -verwijdering	60-90	2,5-10	2-30
sedimentatie	ca.60	2,5	10-30
flotatie	ca.60	2,5	10-30
riet- en biezenvelden	30-60	1,4-2,5	20-30
nabehandelingsvijvers	50-60	2-2,5	20-30
actief-koolfiltratie	70-90	3-10	2-15
membraanprocessen	100	-	0

Tabel 25. Vergelijking van diverse technieken t.a.v. zwevende stofverwijdering

In hoofdstuk 8 is vermeld, dat het geven van een exacte kostprijs niet mogelijk is. Wel kan uit de literatuurgegevens de volgende tendens in de produktiekosten (d.w.z. de kosten per m<sup>3</sup> gereinigd afvalwater met inbegrip van investerings-, onderhouds-, energie- en chemicaliënkosten) worden afgeleid. Het minst kostbaar zijn de rietvelden en de nabehandelingsvijvers, althans indien de kostprijs voor de benodigde grond niet wordt meeberekend. Een additionele sedimentatiestap zal iets duurder zijn, terwijl van de kostprijs van het flotatieproces op grote schaal nog slechts weinig gegevens bekend zijn. Schattingen hierover wijzen erop, dat voor grote capaciteiten het flotatieproces ongeveer even duur zal zijn als sedimentatie. Hoger in kostprijs zijn het filtratieproces en microzeving, terwijl het onderlinge kostprijsverschil tussen beide technieken slechts gering is.

De meeste kosten zullen de membraanprocessen en actief-koolfiltratie met zich meebrengen.

Een ander aspect, dat bij de beoordeling van een bepaalde zuiveringstechniek kan worden betrokken is het al of niet optreden van neveneffecten. Daardoor kan naast de verwijdering van zwevende stoffen en de daaraan gekoppelde verlaging van BZV, CZV en het totaal organisch koolstofgehalte (Total Organic Carbon; TOC) ten gevolge van de aard van de zwevende stoffen ook een extra reductie optreden van bijvoorbeeld BZV, CZV en TOC uit de waterfase. De volgende rangschikking kan dan worden opgesteld (tabel 26).

	extra verwijdering (CZV, BZV, TOC)
sedimentatie, flotatie	geen
microzeving	nauwelijks
snelfiltratie	matig
vlokvorming en -verwijdering	matig/goed
rietvelden, nabehandelingsvijvers	goed
membraanprocessen, actief kool	zeer goed

Tabel 26. Rangschikking van de diverse processen volgens geschiktheid voor extra verwijdering van CZV, BZV en TOC uit de waterfase



Hierbij dient opgemerkt te worden, dat bij het gebruik van chemicaliën (Fe, Al of polyelectrolyten) met behulp van snelfiltratie eveneens een aanzienlijke reductie van andere kwaliteitsparameters (met name fosfaten) kan worden verkregen (zie hoofdstuk 5). Samengevat kan ten aanzien van de verschillende verwijderingstechnieken een aantal kwalitatieve opmerkingen worden gemaakt.

- a. Voor een optimaal zuiveringsresultaat zullen de membraanprocessen en actief-koolfiltratie het meest geschikt zijn. De zeer hoge kosten maken die processen echter niet aantrekkelijk, vooral als de verlaging van het zwevend stofgehalte het belangrijkste doel is.
- b. Rietvelden en nabehandelingsvijvers zijn goede methoden voor zowel de verwijdering van zwevende stoffen als voor verlaging van BZV, CZV en TOC. Wel dient te worden opgemerkt, dat onder bepaalde omstandigheden, die overigens moeilijk nauwkeurig zijn te omschrijven, de kans op het ontstaan van een sterke algengroei die een nadelige invloed heeft op het zwevende stofgehalte, de BZV, CZV en TOC, niet denkbeeldig is. De toepassing is echter zeer sterk afhankelijk van de locatie, waar de afvalwaterzuiveringsinrichting zich bevindt. In veel gevallen zal niet voldoende ruimte zijn om rietvelden of vijvers aan te leggen.
- c. Het installeren van een additionele sedimentatiestap kan in sommige gevallen verbetering geven. Indien het zwevende stof echter ongunstige bezinkingseigenschappen heeft, kunnen moeilijkheden worden verwacht. In dat geval kan flotatie een mogelijk alternatief zijn, maar is technisch gecompliceerder dan sedimentatie. Daar staat tegenover dat de oppervlaktebelasting hoger kan zijn dan bij sedimentatie bij vergelijkbare zuiveringsresultaten. Beide processen zijn echter niet in staat de andere kwaliteitsparameters in gunstige zin te beïnvloeden. Deze processen worden eveneens toegepast na een voorafgaande vlokvorming met Fe- of Al-zouten.
- d. Snelfiltratie en microzeving tenslotte kunnen het zwevende stofgehalte in aanzienlijke mate reduceren. Beide processen zijn vrij algemeen toepasbaar en door de relatief hoge oppervlaktebelasting is de vereiste grondoppervlakte in het algemeen niet onaanvaardbaar groot. Snelfiltratie heeft als voordeel ten opzichte van microzeving dat door dosering van vlok- of vlokhulpmiddelen eveneens reducties kunnen worden verkregen van BZV, CZV, TOC en fosfaten.
- e. Indien door wat voor oorzaak dan ook het zwevend stofgehalte gedurende een korte tijd extreem hoge waarden aanneemt, is het van belang hoe een bepaald proces daarop reageert. Behalve bij nabehandelingsvijvers en rietvelden zal dit tot een ernstige verstoring van het proces aanleiding geven. Een microzeef zal bijvoorbeeld vrij snel dichtslaan, waardoor de filtraatstroom sterk zal teruglopen. Bij snelfiltratie kan dit nog enigszins worden ondervangen door de spoelfrequentie op te voeren. Hanisch (persoonlijke mededelingen) noemt als maximale concentratie voor een microzeef 300 mg/l en voor zandfilters 100 mg/l. Het verhogen van de spoelfrequentie resulteert echter in

een onaanvaardbaar hoog spoelwaterverbruik, terwijl de produktie niet meer toereikend zal blijken te zijn, zodat toch een gedeelte van het secundaire effluent niet meer zal kunnen worden behandeld.

- f. Om aan bovenstaande situatie het hoofd te kunnen bieden zal een combinatie van een rietveld, een nabehandelingsvijver of een calamiteiten-bassin (in het algemeen dus het creëren van langere verblijftijden) met een andere techniek (bijvoorbeeld microzeving of snelfiltratie) kunnen worden overwogen.

Het vorenstaande in overweging nemend lijkt het gebruik van microzeving of snelfiltratie bij normale concentraties aan zwevende stoffen het meest in aanmerking te komen.

Snelfiltratie heeft dan de voorkeur in verband met de mogelijkheden om het proces en de zuiveringsprestaties te beïnvloeden door chemicaliëndosering, filtratiesnelheid, samenstelling en type van filtermaterialen en spoelprocedure. Bij microzeven zijn deze mogelijkheden aanzienlijk minder, maar daar staat tegenover dat de bedrijfsvoering eenvoudiger is dan bij filtratie.

## 9.2 Aanbevelingen voor onderzoek

Gezien de interessante mogelijkheden, die snelfiltratie en microzeving ten opzichte van de verwijdering van zwevende stoffen bieden, lijkt het zinvol met deze beide technieken experimenten op semi-technische schaal uit te voeren.

Enkele overwegingen, die bij de keuze van een lokatie, waar de experimenten worden uitgevoerd, van belang zijn, zijn

- a. Het te zuiveren afvalwater moet min of meer representatief zijn voor andere installaties (bijvoorbeeld geen overmatige hoeveelheid stoffen van één specifieke industrie).
- b. De zuiveringsinrichting moet niet overbelast zijn (zowel qua slib- als hydraulische belasting).
- c. Het zwevend-stofgehalte moet een redelijk constante waarde hebben en gemiddeld lager dan 50 mg/l zijn.
- d. Piekbelastingen (bijvoorbeeld bij licht slib) moeten niet zeer frequent voorkomen, aangezien die door het snelfilter en de microzeef niet of moeilijk verwerkt kunnen worden.

Door het filter en de microzeef op dezelfde zuiveringsinrichting te plaatsen, kan een vergelijking tussen de beide processen ten aanzien van de effectiviteit van zwevende-stofverwijdering worden gemaakt, terwijl bovendien een indruk kan worden verkregen wat de te bereiken neveneffecten zijn bij behandeling van een effluent.

Bij het ontwerpen van de filterinstallatie moet met de volgende mogelijkheden rekening worden gehouden.

- a. Zorg dragen voor zowel lucht- als waterspoeling.
- b. Er moet zowel opwaarts als neerwaarts gefiltreerd kunnen worden.
- c. Er moet zowel Fe of Al als een polyelectrolyet kunnen worden gedoseerd.

De resultaten, die met deze experimenten worden bereikt, moeten inzicht geven in:

- de verwijdering van zwevende stoffen

- de begrenzingen van de technieken qua zwevend-stofgehalte
  - de neveneffecten (onder andere extra BZV-, CZV-, N-, en P-verwijdering)
  - de verlaging van de concentratie aan zware metalen
  - de mogelijkheden bij dosering van vlok- en/of vlokhulpmiddelen.
- Om de invloed van de verschillende seizoenen op de bereikte zwevende stofverwijdering ook te kunnen onderzoeken, dienen de experimenten gedurende ten minste één jaar te worden uitgevoerd.

1. Adin, A. & Rebhun, M. - High-Rate Contact Flocculation-Filtration with Cationic Polyelectrolytes  
Journ. A.W.W.A., 66 (1974)2, 109-117.
2. Arnold, D.L.B. - A fresh Approach to Microstraining.  
Filtration Separation, 13, (1976) 5, 272-278.
3. Barret, A.D. - Immediun Filter in Tertiary Treatment Process  
Biochemistry, 6, (1971)1, 33-35.
4. Baumann, E.R. & Huang, J.Y.C. - Granular Filters for Tertiary Wastewater Treatment  
Journ. WPCF, 46, (1974)8, 1958-1973.
5. Bennekom, C.A. v. - Het mechanisme van de menging van de grenslaag in een dubbellaagsfilter.  
H<sub>2</sub>O, 9, (1976)16, 299-304.
6. Berg, E.L., Brunner, C.A. & Williams, R.T. - Single-stage lime clarification of secondary effluent.  
Water and Wastes Engineering, 7, (1970)3, 42-46.
7. Bobby, W.M.T. & Alpe, G. - Practical Experiences using Upward Flow Filtration  
Proc.Soc.Wat.Treatm.Exam., 17, (1967), 215-225.
8. Boller, M.A. & Kavanaugh, M.C. - Contact Filtration for Additional Removal of Phosphorus in Waste Water Treatment,  
Prog.Wat.Tech., 8, (1977)6, 203-213.
9. Boucher, P.L. - A new Measure of the Filtrability of Fluids with applications to Water Engineering  
Journ. ICE, 27, (1974)4, 415-446.
10. Camp, T.R. - Flocculation and Flocculation Bassins.  
Trans.Amer.Soc. of Civil Eng., 120, (1955)1.
11. Camp, T.R. & Stein, P.C. - Velocity Gradients and internal Work in Fluid Motion.  
Journ. Boston Soc. Civ. Eng., 30, (1943), 219.
12. Cavagnaro, P.V., Work, S.W. & Bennet, E.R. e.a. - Enhancement of phosphorus removal through iron coagulation following lime precipitation.  
Journ. WPCF, 50, (1978)1, 95-100.
13. Van Dalen, R. & Jansma, U. - De verwijdering van fosfaten uit "gedefosfateerd" afvalwater d.m.v. een anthraciet-zandfilter  
H<sub>2</sub>O, 10, (1977)21, 480-485.
14. De bestrijding van de verontreiniging van het oppervlaktewater,  
Indicatief meerjarenprogramma 1975-1979.  
Ministerie van Verkeer en Waterstaat.  
Staatuitgeverij, 's-Gravenhage.

15. De biologische zuiveringsinstallatie van morgen.  
Rapport van de Kring van Hoofden van Technische Diensten.  
Augustus 1976.
16. Diaper, E.W.J. - Tertiary Treatment by Microstraining - Case Histories  
Water and Sewage Works, 120, (1973)8, 42-47.
17. Dijkgraaf, L.L. - Grensvlak- en kolloïdchemie.  
College-leidraad Laboratorium voor Fysische Chemie, Technische Hogeschool, Delft.
18. Evans, S.C. & Roberts, F.W. - Twelve Months' Operation of Sand Filtration and Microstraining Plant at Luton  
J.Proc.Inst.Sew.Purif., 51, (1952), 333-340.
19. Fair, G.M., Geyer, J.C. & Okun, D.A. - Water and Wastewater Engineering  
Vol.2: Water Purification and Wastewater Treatment and Disposal  
J. Wiley and Sons, Inc., New York, 1967.
20. Faup, G.M., Bébin, J.L. & Jacquart, J.C. - Improvement of Tertiary Filtration Efficiency by upgrading Biological Activity  
Prog.Wat.Techn., 9, (1977), 611-620.
21. Gast, M.K.H. - Tekortkomingen van de conventionele zuivering.  
Voordracht gehouden tijdens de cursus:  
"Tertiaire behandeling van afvalwater".  
Stichting Postakademiale Vorming Gezondheidstechniek, Delft, 1978.
22. Ghosh, M.M. & Jordan, T.A. - Physicochemical Approach to Water and Wastewater Filtration  
Journ.San.Eng.Div., Proc.Amer.Soc.Civil Engr. 101, (1975)2, 71-86.
23. Giessen, A.A. v.d. - De hydrolyse van oplossingen van Fe(III)nitraat.  
Chemisch Weekblad, 62, (1966), 305.
24. Hanisch, B., Mayer, V. & Zacher, B - Untersuchungen über das Verhalten von Schnell-Sandfiltern bei der Filtration eines biologisch gereinigten Kläranlagenablaufs  
Wasserwirtschaft, 66, (1976)5, 144-147.
25. Hässelbarth, U - Die Phosphatelimination aus dem Zufluss von Seen zur Sanierung stehender Gewässer  
Z.f.Wasser- und Abwasser-Forschung, 10, (1977)3/4, 120-125.
26. Hofman, H - Het hergebruik van afvalwater.  
Voordracht gehouden tijdens de cursus:  
"Tertiaire behandeling van afvalwater".  
Stichting Postakademiale Vorming Gezondheidstechniek, Delft, 1978.

27. Huisman, L. - Rapid Filtration  
Collegedictaat TH Delft, afd. Civiele Gezondheidstechniek,  
Delft, 1974.
28. Huisman, L. - Slow Sand Filtration  
Collegedictaat TH Delft, afd. Civiele Gezondheidstechniek,  
Delft, 1970.
29. Isaac, P.C.G. & Hibberd, R.L. - The Use of Microstrainers  
and Sand Filters for Tertiary Treatment  
Water Reasearch, 6, (1972)4/5, 465-474.
30. Ives, K.J. - Filtration: The Significance of Theory  
J.Inst.Wat. Engrs, 25, (1971)1, 13-20.
31. Ives, K.J. - Solid-liquid separation.  
Eff. Water Treatm. Jour., 14, (1974)11.
32. Ives, K.J. & Gregory, J. - Surface Forces in Filtration  
Proc.Soc.Wat.Treatm.Exam., 15, (1966), 93-116.
33. Iwasaki, T. - Some Notes on Sand Filtration  
Journ. A.W.W.A., 29, (1937)12, 1591-1597.
34. De Jong, J. - Bulrush and Reed Ponds, Flevobericht nr. 104,  
Rijksdienst IJsselmeerpolders, 1975.
35. Karidon, A.H. - De invloed van biezen (*Scirpus Lacustris*  
*L.ssp Lac*) op het afsterven van *E.coli* en van biezen en  
micro-organismen op de afbraak van fenol.  
*H<sub>2</sub>O*, 4, (1971)13, 296.
36. Kavanaugh, M., e.a. - Contact Filtration for Phosphorus  
Removal  
Journ. W.P.C.F., 49, (1977)10, 2157-2171.
37. Kok, T. - De reiniging van afvalwater van een kampeerterein  
met behulp van een biezenveld.  
*H<sub>2</sub>O*, 7, (1974)24, 537.
38. Koot, A.C.J. - Behandeling van afvalwater.  
Uitgeverij Waltman, Delft, 1974.
39. Kugelman, I.J. - Status of advanced waste treatment  
Environmental Protection Agency.  
National Environmental Research Centre  
Advanced Waste Treatment Research Laboratory  
Cincinnati, Ohio, May 1972.
40. De Lathouder, A. & Solman, M. - Richtlijnen ten dienste van  
het ontwerp en de behandeling van snelfilters.  
Mededeling nr. 9, KIWA, Commissie Filterconstructies,  
Rijswijk, 1965.

41. Van Lier, W.C. - Praktijk van adsorptie aan actieve kool.  
Voordracht gehouden tijdens de cursus: "Tertiaire  
behandeling van afvalwater".  
Stichting Postacademiale Vorming Gezondheidstechniek,  
Delft, 1978.
42. Lowndes, M.R. - Microstraining and its Applications.  
Filtration Separation, 7, (1970)6, 667-675.
43. Lynam, B., Ehelt, G. & McAloon, T. - Tertiary Treatment at  
Metro Chicago by means of Rapid Sand Filtration and  
Microstrainers  
Journ. W.P.C.F., 41, (1969)2, 247-279.
44. McLellon, W.M., Keinath, T.M. & Chia-Chem Chao - Coagulation  
of colloidal and solution-phase Impurities in Trickling  
Filter Effluents  
Jour. W.P.C.F., 44, (1972)1, 77-91.
45. Meijers, A.P. - De theorie van de vlokvorming.  
Rapport van de Commissie Vlokvorming en Vlokverwijdering.  
Mededeling nr. 33 van het KIWA; Rijswijk, 1974.
46. Van Melick, M.J. - De praktijk van de menging en de vlok-  
vorming.  
Rapport van de Commissie Vlokvorming en Vlokverwijdering.  
Mededeling nr. 39 van het KIWA.  
Rijswijk, 1975.
47. Oakley, H.R. & Cripps, T. - British Practice in the Tertiary  
Treatment of Wastewater  
Journ. W.P.C.F., 41, (1969)1, 36.
48. O'Farrell, T.P. & Bishop, D.F. - Lime precipitation in raw,  
primary and secondary wastewater.  
AIChE Symposium Series (Water), 68, (1971), 43-55.
49. Oskam, G. - Coagulatie en flocculatie  
H<sub>2</sub>O, 21, (1969), 120.
50. Peters, H. - Verwijdering van gesuspendeerde stoffen uit  
effluent.  
H<sub>2</sub>O, 3, (1970)1, 412.
51. Pipes, W.O. - Types of Activated Sludge which Separate  
Poorly.  
Journ. W.P.C.F., 41, (1969)5, 714-724.
52. Pöpel, H.J. - Fosfaatverwijdering.  
Voordracht gehouden tijdens de cursus "Tertiaire behande-  
ling van afvalwater".  
Stichting Postakademiale Vorming Gezondheidstechniek.  
Delft, 1978.
53. Pöpel, H.J. - Grondslagen van het actief slibproces.  
Voordracht gehouden tijdens de cursus: "Biologische  
zuivering van afvalwater".  
Stichting Postakademiale Vorming Gezondheidstechniek,  
Delft, 1977.

54. Potten, A.H. - Maturation Ponds  
Water Research, 6, (1972)6/7, 781-795.
55. Rebhun, M. & Streit, S. - Physico-chemical treatment of strong municipal wastewater.  
Water Research, 8, (1974)3, 195-201.
56. Rensink, J.H. - De invloed van het voedingspatroon op het ontstaan van licht slib bij verschillende belastingen.  
H<sub>2</sub>O, 7, (1974)22, 36-40.
57. Rickert, D.A. & Hunter, J.V. - Colloidal Matter in Wastewaters and Secondary Effluents.  
Journ. W.P.C.F., 44, (1972)1, 134-139.
58. Roth, M. - Mikrosiebe als Mittel zur Verbesserung von Kläranlagen-Abläufen durch Entnahme suspendierten Feststoffe.  
Korrespondenz Abwasser.
59. Roth, M. - Microstraining in der kommunalen Abwasserbehandlung.  
Wasserwirtschaft, 62, (1972)10, 309-313.
60. Schäfer, W. - Zetapotential und Koagulation.  
Veröffentlichungen Institut für Gastechnik, Feuerungstechnik und Wasserchemie der Universität Karlsruhe.  
Karlsruhe, 1967.
61. Schippers, J.C. - Hyperfiltratie.  
H<sub>2</sub>O, 10, (1977)15, 346-350.
62. Schippers, J.C. Voorzuivering en membraanvervuiling bij hyperfiltratie van grond- en oppervlaktewater.  
Voordracht gehouden tijdens het Symposium membraanfiltratie op 4 september 1979 te Utrecht.
63. Sekoulov, I - New Processes of Wastewater Treatment and Recovery  
Soc. of Chem.Ind. (Water and Environment Group). Paper presented to International Research Symposium, London, 6-8 september 1977.
64. Sherrand, J.H. & Schroeder, E.D. - Stoichiometry of Industrial Biological Wastewater Treatment.  
Journ. W.P.C.F., 48, (1976)4, 742-748.
65. Slibindikking. I. Literatuuronderzoek.  
Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater, Rijswijk, 1977.
66. Smith, R. & Mc. Michael, W.F. - Cost and Performance Estimates for Tertiary Wastewater Treating Processes.  
U.S. Dept. of the Interior, R.A. Taft Water Research Center, Cincinnati, Ohio, June 1969.
67. Sontheimer, H - Flockungsfiltration  
Veröffentlichungen Engler-Bunte-Institut, Universität Karlsruhe, Heft 5: Filtration, 159-182, Karlsruhe, 1971.



68. Sontheimer, H., Alberts, G. & Fuchs, F. - Untersuchungen zum Mechanismus der Flockung durch Polyelektrolyte. Vom Wasser, 39, (1972), 121-135.
69. Stevenson, D.G. - Flocculation and Flocc Behaviour. Journ. IWE, 26, (1970), 155-170.
70. Stumm, W. & O'Melia, C.R. - Chemische Vorgänge bei der Filtration. Veröffentlichungen Engler-Bunte-Institut, Universität Karlsruhe, Heft 5: Filtration, 42-66, Karlsruhe, 1971.
71. Stumm, W. & Hahn, H. - Kinetik der Flockung. Veröffentlichungen Institut und Wasserchemie, Feuerungstechnik und Wasserchemie, Universität Karlsruhe. Karlsruhe, 1967, 98-128.
72. Stumm, W. & O'Melia, C.R. - Stoichiometry of Coagulation Journ. A.W.W.A., 60, (1968)5, 514-539.
73. Tauscher, W.A. - Statische mangellementen. PT Procestechniek, 28, (1973)14, 458-462.
74. Tchobanoglous, G. - Filtration Techniques in Tertiary Treatment Journ. W.P.C.F., 42, (1970)4, 604-623.
75. Tchobanoglous, G. & Eliassen, R. - Filtration of Treated Sewage Effluent. Journ.San.Eng.Div., Proc.Amer.Soc.Civil.Engr. 96, (1970), 243.
76. Tebbutt, T.H.Y. - An Investigation into Tertiary Treatment by Rapid Filtration Water Research, 5, (1971), 81-92.
77. Te Kippe, R.J. & Ham, R.K. - Velocity-Gradient Paths in Coagulation. Journ. A.W.W.A., 63, (1971)7, 439-448.
78. Toms, I.P., Owens, M., Hall, J.A. & Mindenhall, M.J. - Observations on the Performance of Polishing Lagoons at a Large Regional Works. Water Poll. Control, 74, (1975), 383-399.
79. Truesdale, G.A. & Birkbeck, A.E. - "Polishing" of Effluents from Percolating Filters Lezing Machevo-congres Lucht- en Waterverontreiniging Uitgeverij Vermande Zonen, IJmuiden, 1965.
80. Truesdale, G.A. & Taylor, M.R.G. - Sewage Treatment To Meet Tomorrow's Needs. Wat.Pollut.Control (Can.), 74, (1975), 455.
81. Truesdale, G.A. & Birkbeck, A.E. - Tertiary Treatment of Activated Sludge Effluent Water Pollut. Control, 67, (1968), 483-491.
82. Vandyke, K.G. - Microstraining in Water Pollution Control. Effl. Water Treatm. Journ., 11, (1971)7, 373-377.

83. Van der Velden, P.M. & Smolders, C.A. - Zuivering van industrieel afvalwater door middel van membraanprocessen. *H<sub>2</sub>O*, 8, (1975)22, 450-453.
84. Visser, J.K. - De invloed van de menging van de grenslaag in een dubbellaagsfilter *H<sub>2</sub>O*, 9, (1976)16, 305-306.
85. Vrale, L. & Jordan, R.M. - Rapid Mixing in Water Treatment. *Journ. A.W.W.A.*, 63, (1971)1, 52-58.
86. Wood, R., Smith, W.S. & Murray, J.K. - An Investigation into Upward-flow Filtration *Wat.Pollut. Control*, 67, (1968), 421-426.
87. Zanitsch, R.H. & Morand, J.M. - Tertiary treatment of combined wastewater. *Water and Wastes Engineering*, 7, (1970)9, 58-60.

