

Onderzoek van de bacteriologische activiteit in koolfilters en haar invloed op de waterkwaliteit

1. Inleiding

Biologisch werkende filters, met name langzame zandfilters, zijn goed bekend en worden al sinds het begin van de 19e eeuw bij de drinkwaterbereiding toegepast met het doel om ziekteverwekkende organismen uit het water te filtreren en nagroei in het distributiesysteem te beperken [1]. In koolfilters ontwikkelt zich ook een bacteriepopulatie, die weleens een verhoogd koloniegetal in het gefiltreerde water kan veroorzaken. Algemeen werd dit verschijnsel als een nadeel beschouwd [2]. Daarom zijn



IR. J. G. DEN BLANKEN
Laboratorium voor
Gezondheidstechniek,
TH Delft

in eerste instantie methoden voor de desinfectie van actieve koolfilters ontwikkeld, die voor de praktijk onbruikbaar bleken te zijn [3].

Onder andere de optredende bacteriegroei was in West-Duitsland [4], te Andijk [5] en in Delft aanleiding om het mogelijke gebruik van een actieve koolfilter als een biologisch werkend filter te onderzoeken en te vergelijken met het langzame zandfilter. In koolfilters kunnen in het water opgeloste stoffen zowel door fysische adsorptie - als bacteriologische processen (o.a. nitrificatie) worden verwijderd. Voor het ontwerp, de constructie en bedrijfsvoering van koolfilters is van belang te weten of de werking ervan als adsorptiefilter moet worden gezien of gaat de voorkeur uit naar een bacteriologische functie, zoals o.a. het geval is met het langzame zandfilter. Beide functies kunnen ook worden gecombineerd. Het is slechts bij benadering mogelijk om uit de literatuurgegevens af te leiden door welk proces de organische koolstofverwijdering in het koolfilter wordt veroorzaakt. Er worden geen volledige gegevens (o.a. zuurstofverbruiken) vermeld [4] of men heeft gebruik gemaakt van remstoffen, $HgCl_2$ of $CuSO_4$, [16, 17] om de bacteriegroei te onderdrukken, waardoor tevens de fysische adsorptie kan worden beïnvloed tengevolge van pH-verandering. Volgens enkele onderzoekers [8, 9] kunnen in koolfilters ook nog chemische en katalytische oxidatieprocessen plaatsvinden.

Bovendien hebben seizoensinvloeden (o.a. de watertemperatuur) een grote invloed op de genoemde processen; bij hogere watertemperatuur neemt de bacteriologische activiteit toe, terwijl de fysische adsorptie in het algemeen geringer wordt.

Er is betere informatie nodig over de bacteriologische activiteit en de invloed hierop van enkele procesvariabelen, zoals de watertemperatuur, de koolsoort, aan de hand van o.a. het zuurstofverbruik ($g. O_2/m^3$ kool . dag). Bovendien dienen gegevens te worden verkregen over het aantal en soorten bacteriën, zowel in het water als op de kooldeeltjes, en hun fysiologische eigenschappen.

Om omtrent het belang van de bacteriologie een duidelijke uitspraak te kunnen doen is op het Laboratorium voor Gezondheidstechniek van de T.H. Delft experimenteel onderzoek verricht aan filters [18] en in ladingswijze proeven [10, 25].

In dit artikel zullen de belangrijkste resultaten van de filterproeven worden beschreven.

2. Opzet van het onderzoek

Er is onderzoek gedaan aan continu neerwaarts doorstroomde filters en in ladingswijze proeven.

2.1. Filterproeven

Er werd gestart met een vergelijking van de werking van een langzame zandfilter en een koolfilter.

Het uitgangspunt was, dat actieve kool economisch gunstiger zou zijn dan zand, wanneer men de watersnelheid bij een actieve koolfilter een factor tien groter kan nemen dan die bij een langzame zandfilter; actieve kool is namelijk ongeveer tien keer zo duur als het zand.

Omdat Wichers [6] vond dat de werking van een langzame zandfilter gelijk bleef tot een filtratiesnelheid van 0,40 m per uur, werd de filtratiesnelheid van het langzame zandfilter aanvankelijk ingesteld op 0,40 en die van het actieve koolfilter op 4,0 m/uur ($= 1,1 \cdot 10^{-3}$ m/sec).

De watersnelheden zijn berekend over de lege filters.

Een vergelijking van beide processen werd hierdoor mogelijk (zie 4.1.). Vervolgens zijn nog zeven filterproeven bij een watersnelheid van 4,0 m/uur verricht om onder andere de invloed van enkele procesvariabelen, zoals de watertemperatuur, de looptijd, de contacttijd, de koolsoort, dosering van kopersulfaat en verschillende hoeveelheden fenol aan het instromende water op de bacteriologische activiteit en de waterkwaliteit te onderzoeken.

2.1.1. Beschrijving filteropstellingen
De filterproeven zijn in twee proefopstellingen uitgevoerd:

1. Het vergelijkend onderzoek actieve kool — langzame zandfiltratie gebeurde in twee identieke, open filterkolommen met een hoogte van 2,40 m en een doorsnede van 0,38 m. Zij werden neerwaarts doorstroomd, konden niet worden teruggespoel en hadden een voor licht niet doorlaatbare wand.

De opbouw van de filterbedden was als volgt (zie onderstaande tabel):

2. Bij de uitvoering van de overige duurproeven (totaal 7) is gebruik gemaakt van drie identieke, gesloten koolfilters A, B en C met een hoogte van 1,0 m en een doorsnede van 0,07 m met een licht doorlatend wand, die met behulp van een kap van het licht waren afgesloten. Er werd bij de filterproeven met fenoldosering van relatief kleine bedhoogten gebruik gemaakt om reeds na een korte looptijd een vrijwel constante organische stof verwijdering te krijgen. Wanneer gewenst konden deze filters wel met leidingwater worden teruggespoeld.

Bij verschillende proeven was een thermostaat tussengeschaakeld om de watertemperatuur van het instromende water constant te houden.

2.1.2. Behandeling filtermateriaal en -opstellingen

Het gebruikte filtermateriaal werd voor het vullen van de filters nat gesteriliseerd (20 min. 121 °C) om een goede bevochtiging van het oppervlak te verkrijgen en uit te gaan van een gelijke bacteriologische beginsituatie. De proefopstellingen zijn voor het vullen gedesinfecteerd met een verdunde chloorbleekloogoplossing.

2.1.3. Voeding van de filters

De filters zijn gevoed met Delfts leidingwater, waarvan het gemiddelde NH_4^+ -gehalte 0,03 gram per m^3 was.

Bij de vergelijking van het actieve kool-langzame zandfilter werd na een looptijd van 161 dagen begonnen de hoeveelheid bacteriologisch afbrekbare stof te vergroten door een continue dosering van een geringe hoeveelheid fenol (2 à 3 g/m^3 water), omdat 1. het gemeten zuurstofverbruik in de filters 0,3 tot 1,1 g/m^3 was, 2. in de filters geen bacteriegroei, maar

	zandfilter (deeltjesgrootte)	koolfilter (deeltjesgrootte)
Steenlaag	0,1 m zand (1-2 mm) 0,1 m zand (0,3-1,0 mm)	idem idem
Bedhoogte	1,03 m zand (0,2-0,4 mm)	0,97 m actieve kool (1-3 mm)
Bedvolume	$117 \cdot 10^{-3} m^3$	$110 \cdot 10^{-3} m^3$

TABEL I - Overzicht van de bedrijfsvoering, de waterkwaliteitsverandering, de zuiveringscapaciteit en het verloop van het zuurstofverbruik tijdens de stationaire periode van de koolfilters.

Proef nr.	Looptijd (dagen)	TOC influent	Koolsoort	Contacttijd (sec.)	Fenol-dosering (g · C/m ³)	Water-temperatuur (°C)	hoeveelheid actieve kool (cm ³)	Bed-hoogte (m)	Watersnelheid (10 ⁻³ m/s)	Δ TOC (g · C/m ³ water)	Δ O ₂ (g · O ₂ /m ³ water)	Δ pH	Δ Koloniegetal 22 °C (per cm ³ water)	Zuiveringscapaciteit (g · TOC/m ³ kool · dag)	Zuurstofverbruik (g · O ₂ /m ³ kool · dag)
A	84-129	3,0	PKDA 1-3	670	0	20,5(18-24)	2565	0,75	1,1	1,0	0,9-1,8	0,3-0,5	-1,4 · 10 ⁴	127	230-460
B	84-129	3,0	PKST 0,5-1	670	0	20,5(18-24)	2565	0,75	1,1	0,7	0,7-2,0	0,3-0,5	-1,8 · 10 ⁴	89	180-520
C	84-129	3,0	idem	670	0	20,5(18-24)	2565	0,75	1,1	1,0	0,9-2,3	0,3-0,5	-1,8 · 10 ⁴	127	220-570
A	11-28	3,6	RBW 1	153	2,8	14,9(11-16)	590	0,18	1,1	— (—) *	0,2-0,6	0,26	+2,3 · 10 ⁴	—	—
B	11-28	3,6	RBW 1	150	2,7	14,8(11-16)	590	0,17	1,1	— (3,4)	4,1	0,56	+ 2 · 10 ⁵	—	—
C	11-28	3,6	RBW 1	153	2,9	14,8(11-16)	590	0,18	1,1	— (3,7)	4,4	0,67	+ 1 · 10 ⁵	—	—
A	20-42	3,4	RBW 1	150	0,8	9,4	590	0,17	1,1	0,7(1,7)	1,4	0,26	+ 1 · 10 ⁵	394	—
B	20-42	3,4	RBW 1	150	1,5	9,4	590	0,17	1,1	0,8(2,3)	1,8	0,33	+ 1 · 10 ⁵	444	—
C	20-42	3,4	RBW 1	150	2,3	9,4	590	0,17	1,1	0,8(2,1)	1,9	0,30	+ 1 · 10 ⁵	444	—
A	11-24	—	RBW 0,8	90	2,3	16	692	0,20	2,2	2,4	5,6	0,40	+3,3 · 10 ⁵	—	—
B	11-24	—	RBW 0,8	180	2,3	16	692	0,20	1,1	—	5,6	0,45	+1,7 · 10 ⁵	—	—
C	11-24	—	RBW 0,8	360	2,3	16	692	0,20	0,6	—	5,9	0,46	+6,0 · 10 ⁴	—	—
A	11-24	—	RBW 0,8	90	2,3	21	692	0,20	2,2	—	5,6	0,46	+3,8 · 10 ⁵	—	—
B	11-24	—	RBW 0,8	180	2,3	21	692	0,20	1,1	—	5,6	0,46	+1,7 · 10 ⁵	—	—
C	11-24	—	RBW 0,8	360	2,3	21	692	0,20	0,6	—	5,8	0,46	+9,3 · 10 ⁴	—	—
A	68-249	3,6	PKST 0,5-1	420	0	20	1557	0,45	1,1	0,7	1,7-2,9	—	±	142	430-600
B	68-249	3,6	PKDA 1-3	420	0	20	1626	0,47	1,1	0,5	1,7-2,9	—	±	101	430-600
C	68-249	3,6	RBW 0,8 Extra	420	0	20	1626	0,47	1,1	0,7	2,0-3,6	—	±	142	470-710
A	53-218	—	PKST ¼-1	670	0	13,5	2600	0,75	1,1	—	—	—	+1,0 · 10 ⁴	—	—
B	53-218	—	PKDA 1-3	670	0	13,5	2600	0,75	1,1	—	—	—	+6,0 · 10 ³	—	—
C	53-218	—	RBW 0,8 Extra	670	0	13,5	2600	0,75	1,1	—	—	—	+6,1 · 10 ³	—	—

- = niet bepaald

De tussen haakjes geplaatste waarden zijn berekend uit de CO₂-productie en de celsynthese.

en bacterie-afname plaatsvond, 3. het in et koolfilter gemeten zuurstofverbruik het gevolg kon zijn geweest van chemische-1 katalytische oxydatieprocessen [8, 9], het fenol goed oplosbaar is in water, eenvoudig is te bepalen, goed aan actieve kool adsorbeert en bacteriologisch afbreekbaar is.

Bij enkele volgende koolfilterproeven (zie tabel 1 *) zijn verschillende hoeveelheden koolstof gedoseerd, waarbij aan één liter (2A) tevens een remstof (3ppm uSO₄). Dit laatste gebeurde om de bacteriologische afbraak van fenol tegen te gaan en de kinetiek van de biologische koolfiltratie te onderzoeken.

1.4. Duur van de filterproeven
De looptijd van de filters was verschillend en vooral afhankelijk van de tijd, die nodig

1 gram fenol bevat 0,77 g koolstof (C).

was om een stationaire werking ('steady state') te bereiken [7].

De proeven, waarbij aan het instromende water fenol werd toegevoegd, duurden ongeveer één maand; bij de overige proeven was de looptijd o.a. afhankelijk van het verloop van het zuurstofverbruik.

2.1.5. Gebruikte koolsoorten

Daar er talloze actieve koolsoorten bestaan, moest hieruit een selectie worden gemaakt. Bij dit onderzoek is gewerkt met door Norit NV geleverde korrelkoolsoorten, namelijk RBW 0,8 Extra, PKDA 1-3 mm en PKST 0,5-1 mm, waarvan de eigenschappen bekend zijn [18]. RBW 0,8 Extra is cilindervormig, terwijl PKDA en PKST uit gebroken korrels bestaan.

2.2. Ladingsgewijze proeven

Het zuurstofverbruik van steekmonsters kool werd gemeten met een binnen het

laboratorium ontwikkelde, zelfregistrerende respirometer met zes grote, afgesloten reactievaten. Deze vaten waren geplaatst in een waterbad met constante temperatuur (20 °C) en voorzien van een magnetische roerder voor een goede gasuitwisseling. Vanwege het lage zuurstofverbruik door zowel de actieve kool als de erop aanwezige bacteriën diende met grotere hoeveelheden actieve kool gedurende ca. 1 week zeer nauwkeurig en continu te worden gewerkt, hetgeen met dit apparaat mogelijk was. Hierbij werd het zuurstofverbruik van ca. 10 gram natte kool vergeleken met dat van twee keer nat gesteriliseerde (15 min. 121 °C) koolmonsters, en wel twee keer om er zeker van te zijn dat alle sporevormers gedood waren [10].

Later werd onderzoek verricht aan een modelsysteem waarbij gebruik werd gemaakt van gemalen RBW 0,8 Extra (deeltjesgrootte 74-104 μm), fenol en *Aerobacter* stam 381 [25].

3. Analysemethoden

Om de bacteriologische activiteit en de zuiveringscapaciteit in de filters te volgen zijn meestal alleen analyses aan het in- en uitstromende water verricht; incidenteel werden watermonsters van verschillende hoogte in het filterbed afgetapt om de invloed van de contacttijd te bepalen. Enkele keren zijn ook steekmonsters van het filtermateriaal onderzocht. De monsternamen van het water gebeurden gewoonlijk twee keer per week.

3.1. Analyses van het in- en uitstromende water

1. Totale concentratie van organische stoffen m.b.v. KMnO_4 -getal [12] en een TOC sin aqueous carbon analyzer (TOC), en fenolconcentratie [11].
2. Zuurstofgehalte en pH [11, 12].
3. Koloniegetal 22 en 37 °C na resp. minimaal zes en drie dagen incubatie.

4. Isolatie en determinatie [13] van bacteriën.

3.2. Analyses aan de actieve kool

Uit de (kool)filters zijn op bacteriologisch verantwoorde wijze steekmonsters genomen om het kooloppervlak met een raster-(REM) en transmissie-electronenmicroscop (TEM) te onderzoeken, de hoeveelheid polysacchariden, een aantal bacteriegroepen te bepalen en bovendien de zuurstofconsumptiesnelheid ($\text{g. O}_2/\text{m}^3 \text{ kool} \cdot \text{dag}$) te meten in de respirometer.

4. Resultaten

Eerst zullen enkele resultaten van het actieve kool-langzame zandfilter en daarna de invloed van enkele procesvariabelen op de werking van het koolfilter worden gepresenteerd; vervolgens wordt het resultaat van het microscopisch onderzoek van de

actieve kool beschreven en tenslotte het onderzoekresultaat van de bacteriepopulatie op de kool en in het water.

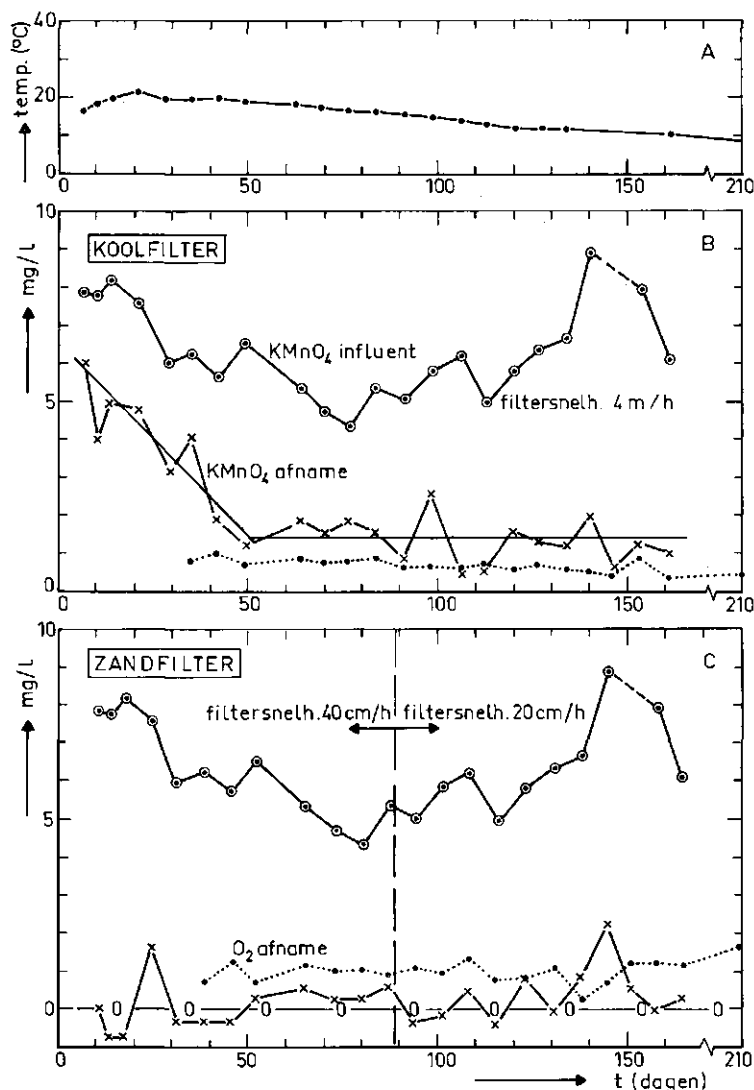
4.1. Vergelijking actieve kool-langzame zandfilter

In afb. 1A is het verloop van de watertemperatuur (°C) aangegeven, terwijl 1B en 1C de absolute afname van het KMnO_4 -getal van het instromende water (influent) als functie van de looptijd t (dagen) laten zien.

Tijdens de periode van 60-90 dagen looptijd werden de volgende bacterie-afnamen (in procenten) gemeten:

Afname koloniegetal 22 °C	Actieve koolfilter	Langzame zandfilter
Maximum	97	91
Minimum	38	25
Gemiddelde	73	69
Afname koloniegetal 37 °C		
Maximum	93	99
Minimum	40	89
Gemiddelde	72	95

Afb. 1 - A: Temperatuur influent als functie van de looptijd. B en C: De absolute afname van het KMnO_4 -getal, het zuurstofgehalte en het KMnO_4 -getal van het influent.

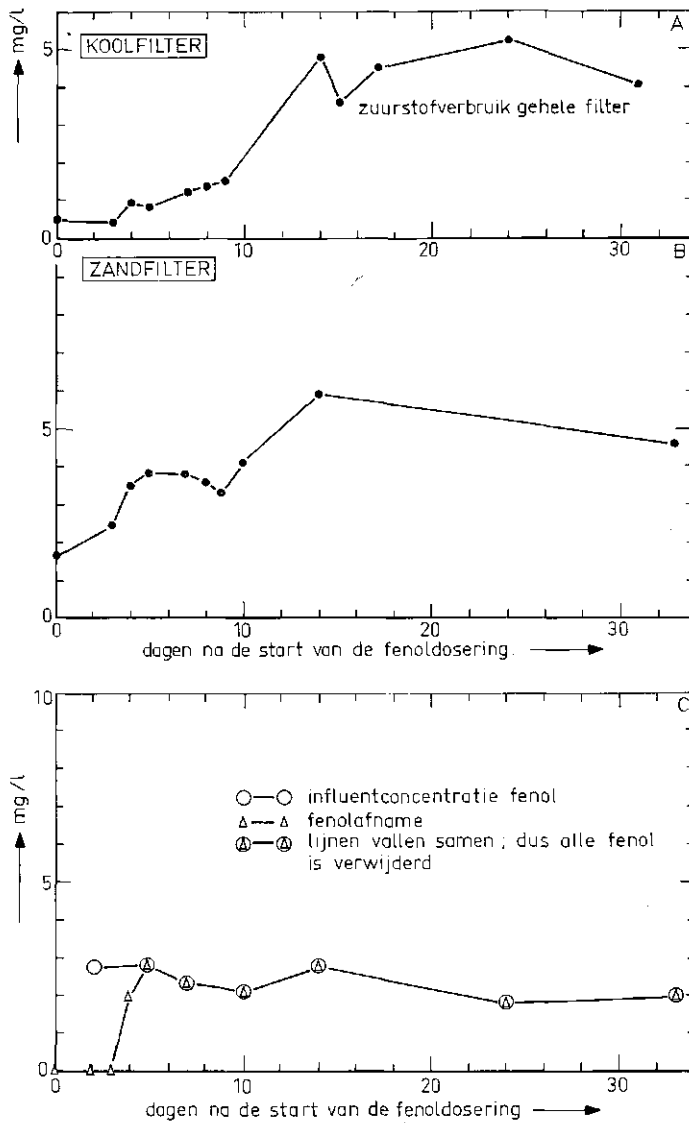


Vanwege reeds onder 2.1.3. genoemde redenen werd na een looptijd van 161 dagen begonnen continu een kleine hoeveelheid fenol ($2\text{-}3 \text{ g/m}^3 \text{ water}$) te doseren. De zuurstofafname, de influent concentratie van het fenol en de afname van de hoeveelheid fenol tegen de tijd in dagen zijn weergegeven in afb. 2. De (schijnbare) filtratiesnelheid van het kool- en zandfilter waren toen resp. 2,2 en 0,2 m/uur. Na een looptijd van 33 dagen ontstond een verstopping halverwege het zandfilter, waarvan de preciese oorzaak onbekend is.

4.2. Invloed van enkele procesvariabelen
Een overzicht van de bedrijfsvoering, de waterkwaliteitsverandering, de zuiveringscapaciteit en het verloop van het zuurstofverbruik tijdens de stationaire periode van de koolfilters A, B en C (zie 2.1.1.2) is weergegeven in tabel I. Onder de stationaire periode wordt verstaan de looptijd (dagen), wanneer de organische stofverwijdering (KMnO_4 en/of TOC) nagenoeg constant was (zie b.v. afb. 1B, looptijd 50-160 dagen).

In afb. 3 en 4 zijn respectievelijk het zuurstofverbruik en de TOC-verwijdering cumulatief van proef 6 (watertemperatuur constant 20 °C) uitgezet. Het verloop van het koloniegetal 22 °C, ΔO_2 en ΔpH in de drie filters van proef 2 zijn resp. weergegeven in afb. 5, 6 en 7, waarbij tevens de invloed van het terugspoelen is opgenomen.

In afb. 8 zijn het fenolgehalte, het zuurstofgehalte en de pH als functie van de bedhoogte op drie verschillende dagen in het koolfilter getekend. De totale contacttijd was toen 27 minuten. Afb. 9 geeft een indruk van het zuurstof-



Afb. 2 - A + B: De zuurstofafname tijdens de fenoldosering. C: De influent concentratie van het fenol, en de afname van de hoeveelheid fenol tegen de tijd in dagen.

verbruik van het koolfilter na stopzetting van de fenoldosering, die 3,7 g/m³ bedroeg.

1.3. Microscopisch onderzoek van de actieve kool

Met behulp van een raster- en transmissie-elektronenmicroscop werden de kooldeeltjes onderzocht en het resultaat op foto's vastgelegd:

- Er ontwikkelde zich een bacteriepopulatie op de kooldeeltjes, die varieerde in samenstelling met de looptijd van de filters.
- De verschillende bacteriën hechtten zich voor middel van een steel, flagellen, slijmstoffen of slijmdraden aan de kool.
- Zowel het aantal bacteriën als de hoeveelheid slijmstoffen namen met de looptijd toe; er kwamen vrijliggende en klontjes bacteriën voor, die geen gelijkmatig bacteriehoofdje rondom de kooldeeltjes vormden.
- In de filters met de langere looptijden

werden meer streptomyceten en fungi (schimmels) aangetroffen.

- Het aantal bacteriën varieerde per deeltje; op de breukvlakken van de RBW-kool (cilindervormige deeltjes) waren meer bacteriën aanwezig dan op de zijkant ervan.
- De PK-koolsoorten bevatten meer slijmstoffen, vermoedelijk door de aanwezigheid van veel macroporiën in de vorm van overgebleven houtvaten.

TABEL II - Een overzicht van de gemiddelde aantallen van enkele groepen bacteriën per cm³.

Bacteriegroep	Actieve kool	Influent	Effluent
Koloniegetal 22 °C	2,6 · 10 ⁷	3,5 · 10 ⁸	3,5 · 10 ⁸
Koloniegetal 37 °C	2,3 · 10 ⁶	270	530
Fenoloxiderende bact.	> 5,8 · 10 ⁸	—	—
Actinomyceten (stam A)	9 · 10 ⁸	—	—
Actinomyceten (stam B)	8,4 · 10 ⁶	—	—
Nitrificeerders	Aanwezig	—	—
Denitrificeerders	Aanwezig	—	—
Sporevormers (aëroob 22 °C)	1300	51/100 cm ³	41/100 cm ³
Sporevormers (aëroob 37 °C)	1300	—	41/100 cm ³

— Na een lange looptijd van de filters (1—1½ jaar) raakte een groot deel van de poriën bezet met slijmstoffen en hierin ingekapselde bacteriën.

— In de praktijkfilters te Andijk kwamen andere bacteriesoorten voor dan in onze filters en de bacteriebelading nam in de filters te Andijk als functie van de bedhoogte af.

— Bovendien kwam nog ander materiaal op de kooldeeltjes voor, zoals kristallijn materiaal van calciumrijke kristallen, skeletten van dode algen en bacteriën en andere onbekende, zeer kleine organismen.

4.4. Onderzoek van de bacteriepopulatie

In 1971 werden uit een koolfilter, waardoor gedurende 14 dagen leidingwater heeft gestroomd 12 reïnculturen geselecteerd. De meesten hiervan behoorden tot het geslacht *Arthrobacter*, een groep bacteriën die zeer pleomorf is en in grote aantallen voorkomen in grond, actief slib, op bladeren, kaas en zeevis [14].

In 1975-'76 kon dit arbeidsintensieve werk uitgebreider worden uitgevoerd aan de filters van proef 6 in tabel I.

Een overzicht van de gemiddelde aantallen van enkele groepen bacteriën op de 3 koolsoorten en in het water (per cm³) wordt gegeven in tabel II. Zij zijn bepaald tijdens de looptijd van 1 tot 1½ jaar van de filters.

Van de watermonsters na een looptijd van 112 dagen zijn 50 reïnculturen geselecteerd en, voor zover mogelijk, gedetermineerd. Dit leverde het volgende resultaat op:

- De opgekomen soorten, zeker een grote groep geel/oranje gepigmenteerde stammen, groeiden het best bij 22 °C, al vroegen ze lange kweektijden.
- Faecale bacteriën konden niet worden aangetoond.
- De vertegenwoordigers van de volgende geslachten konden als frekwent voorkomend worden beschouwd: *Acinetobacter*, *Pseudomonas*, *Caulobacter* en *Coryneformen*.
- Onder invloed van de koolfiltratie veranderde de samenstelling van de bacteriepopulatie in het water:

1. De soorten *Caulobacter* en de niet-

fluoresceïne pigment-vormende *Pseudomonas* kwamen vrijwel alleen in het effluent voor. Bekend is dat het soortrijke geslacht *Pseudomonas* verantwoordelijk is voor de oxidatie van zeer veel organische verbindingen.

2. De *Coryneformen*, de soorten *Acinetobacter* en de fluoresceïne pigment-vormende *Pseudomonas* leken vrij gemakkelijk door het filter verwijderd te worden.

— Verschillende geïsoleerde stammen zijn nog niet in de literatuur beschreven.

5. Bespreking van de resultaten

5.1. Bacteriële bijdrage aan de oxidatie van organische stoffen en ammoniak
Het aantal kolonievormende bacteriën nam bij het vergelijkende onderzoek actieve koolfilter-langzame zandfilter in het water duidelijk af (zie 4.1.). Tijdens proef 1 was ook van afname sprake, terwijl bij proef 6 geen duidelijk verschil werd gemeten tussen het in- en uitstromende water (zie tabel I).

Bij alle filterproeven met fenol vond wel een duidelijke toename plaats. Er kon dus bij de proeven zonder fenoldosering geen

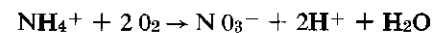
verband worden aangetoond tussen het zuurstofverbruik (ΔO_2) en toename aantal bacteriën (ΔN) in het water; maar er was wel een duidelijke correlatie tussen ΔO_2 en ΔpH (> 99,9 %). Een correlatie tussen ΔO_2 en ΔN was wel aanwezig bij de proeven met fenoldosering (zie afb. 10).

Met behulp van de respirometer kon worden aangetoond dat het in de filters gemeten zuurstofverbruik een bacterieel proces was [10].

Bovendien wijzen de resultaten van het microscopisch en bacteriologisch onderzoek van de actieve kool op het voorkomen van verschillende soorten bacteriën, die langzaam groeien en lage voedingseisen stellen [14] en die in aantal op de kool toenemen. Er vond selectieve adsorptie en groei van bacteriën plaats. De waargenomen bacteriën kunnen stoffen als humuszuren, lignine, fenolen, herbiciden, etc. oxideren; bovendien kwamen er nitrificerende bacteriën in voor.

Het in de koolfilters gemeten zuurstofverbruik is voor een klein gedeelte veroorzaakt door nitrificatie, omdat het NH_4^+ -gehalte gemiddeld lager dan $0,03 \text{ g/m}^3$ was en voor het grootste deel door oxidatie van organische stoffen.

Bij de nitrificatie vindt de volgende reactie plaats:



Dit betekent, dat voor een volledige oxidatie van $1 \text{ mg } NH_4^+$ $3,56 \text{ mg } O_2$ nodig is.

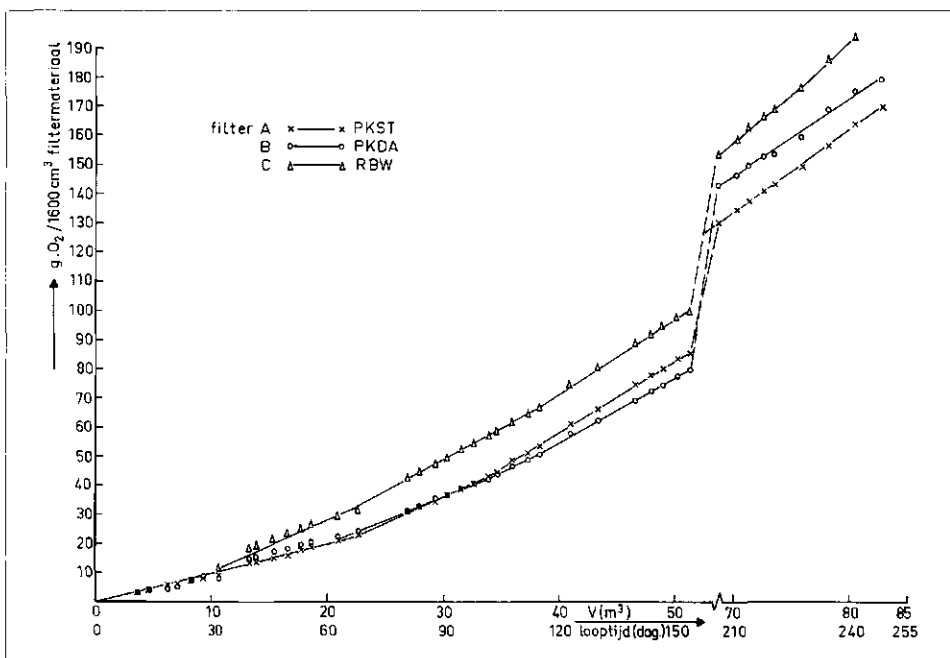
Bovendien kan men het in de filters gemeten zuurstofverbruik omrekenen naar een mineralisatiesnelheid voor organische koolstof, bijv. $\text{g C/m}^3 \text{ kool} \cdot \text{dag}$, door gebruik van een omrekeningsfactor.

Uit de gegevens van proef 6 werd een gemiddelde omrekeningsfactor berekend van 0,30, welke waarde goed overeenkomt met het gemiddelde van de uit de literatuur geciteerde [15] en uit de literatuur berekende [20] omrekeningsfactoren.

De fenolplitsende bacteriën kunnen de fenolkoolstof opnemen en ca. voor 50 % gebruiken als energiebron (ademhaling of mineralisatie) en de rest voor de synthese van nieuw celmateriaal (groei of celsynthese) [18].

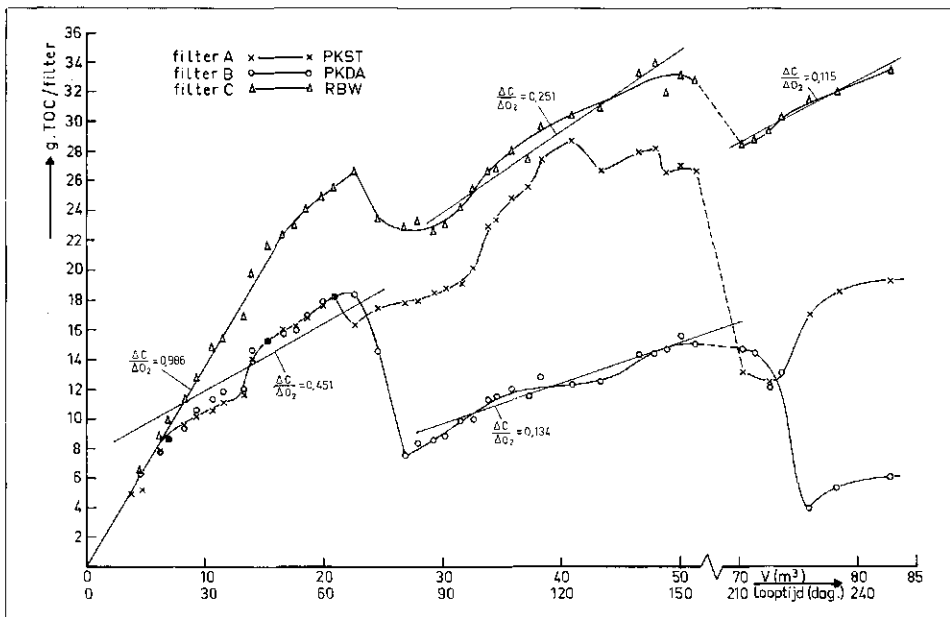
Met behulp van bovengenoemde omrekeningsfactoren kan men kwantitatief inzicht verkrijgen in de plaatsvindende processen, zoals adsorptie, desorptie, ademhaling, nitrificatie en celsynthese (zie tabel I en afb. 3-4), in de filters.

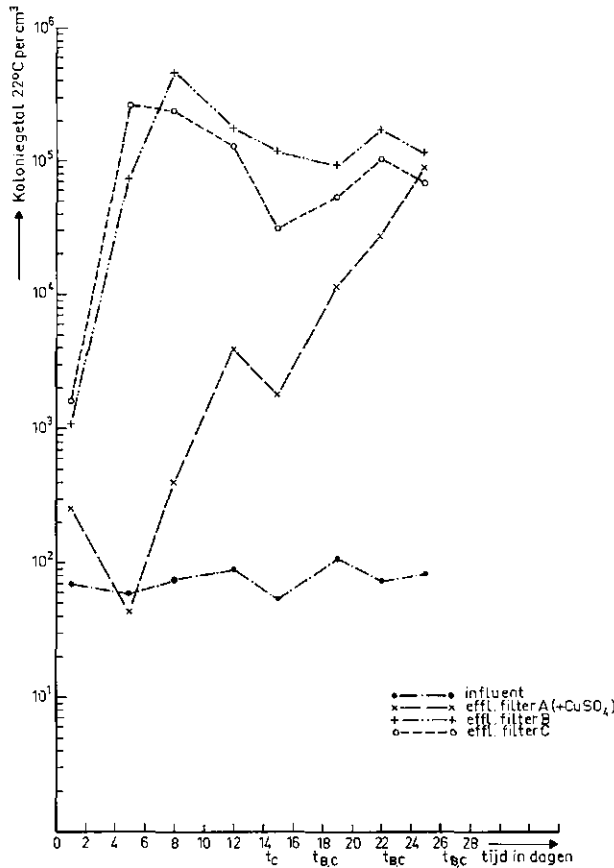
Te Mülheim [26, 27] was de gemeten nitrificatie (ΔNH_4) bij de gebruikte koolsoorten LSS, ROW, NK12, F400 en BKA $1,30 \text{ gram per m}^3 \text{ water}$ en even groot, hetgeen overeenkomt met $4,63 \text{ gram zuurstof per m}^3$.



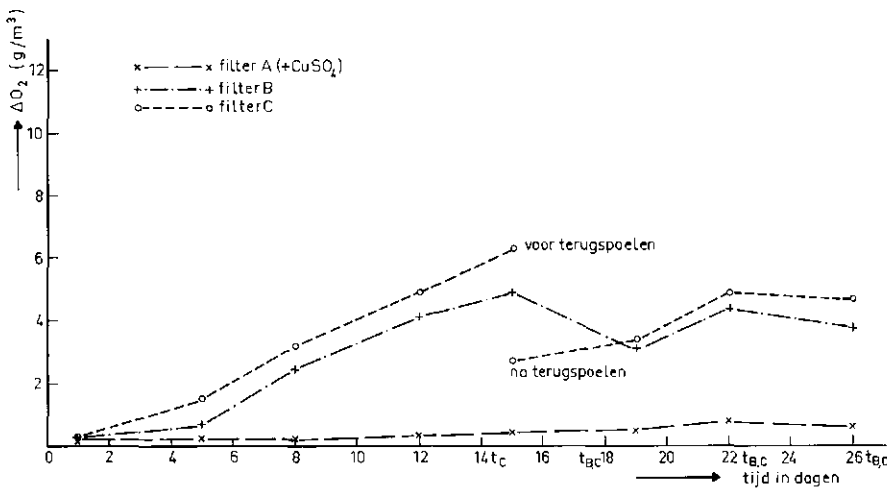
Afb. 3 - Cumulatief zuurstofverbruik als functie van het doorstroomd volume water (m^3) en de looptijd (dagen) bij proef 6.

Afb. 4 - Cumulatieve TOC-verwijdering als functie van het doorstroomd volume water (m^3) en de looptijd (dagen) bij proef 6.





lfb. 5 - Koloniegetal 22°C als functie van de looptijd (dagen) bij proef 2.



lfb. 6 - ΔO₂ als functie van de looptijd (dagen) bij proef 2.

De overige zuurstof is dan gebruikt voor oxidatie van organische stof en bacterieroei. Uit de gegevens te Mülheim kan men dan berekenen, dat de F400 de grootste bacteriële oxidatie van organische stof gaf nl. 0,68 g C/m³ water. Daarna volgden ROW (0,55), LSS (0,50), NK12 (0,44) en BKA (0,43). Bovendien kan men berekenen, dat tijdens de stationaire periode gemiddeld 49 % van de uit het water ver-

wijderde organische koolstof door fysische adsorptie plaatsvond. Deze resultaten komen goed overeen met die van proef 1 (zie tabel I).

5.2. Vergelijking actieve kool-langzame zandfilter

Uit afb. 1 blijkt dat de hoeveelheid organische stofverwijdering verschillend verliep. Het koolfilter, gevuld met PKDA 1-3,

verwijderde in het begin reeds veel organische stof door adsorptie en ging geleidelijk over naar een meer stationaire werking. In het langzame zandfilter daarentegen vond pas na 50 dagen looptijd organische stofverwijdering plaats. Hoewel na 80 dagen looptijd het organische stofgehalte van het influent toenam nam de zuurstofafname in het koolfilter lineair met de looptijd af. De zuurstofafname was het gevolg van de afname van de watertemperatuur (zie 5.3.). Tijdens de meer stationaire periode bedroegen de gemiddelde zuurstofafnamen in het kool- en zandfilter resp. 0,7 en 1,0 gram per m³ water.

Bij de toegepaste lage fenoldosering werd ook een ongeveer gelijk zuurstofverbruik gemeten (zie afb. 2). Uit deze gegevens en de snelheidsverhouding van beide filters kan men berekenen, dat de bacteriologische activiteit in het koolfilter gemiddeld ongeveer tienmaal zo groot was als die in het langzame zandfilter. Te Andijk [5], waarbij het oppervlak koolfilter 33 m² was en die van het langzame zandfilter 3,8 m² bij een bedhoogte elk van 1,0 m, was het gemeten verschil van dezelfde grootte.

Het gemeten verschil in organische stofverwijdering (factor 30) is te verklaren door extra fysische adsorptie in het koolfilter. Door omrekening van het zuurstofverbruik en correctie voor de nitrificatie kan men de gemiddelde, bacteriële bijdrage aan de verwijdering van organische koolstof, namelijk 0,2 gram per m³ water berekenen. Vanwege de eenvoudige bedrijfsvoering, de lage bedrijfskosten en het in vergelijking met langzame zandfilters geringe benodigde grondoppervlak zullen biologisch werkende koolfilters steeds meer worden toegepast bij de drinkwaterbereiding.

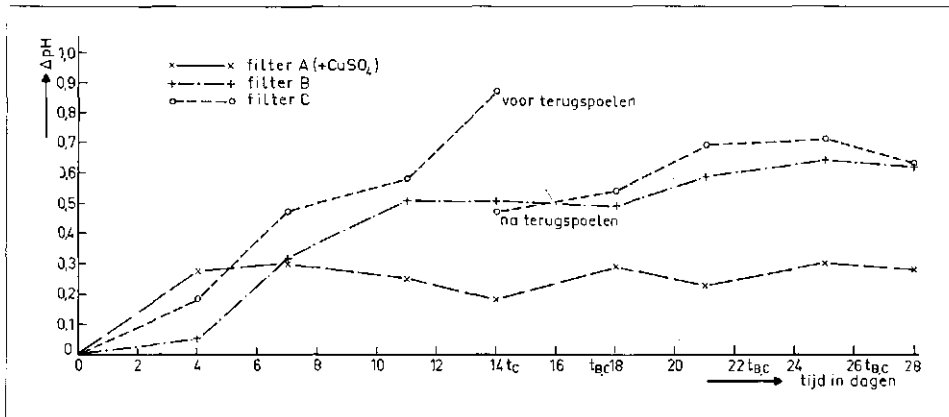
5.3. Invloed van enkele procesvariabelen op het zuurstofverbruik

Invloed watertemperatuur

Het zuurstofverbruik in het koolfilter vertoonde een lineaire correlatie met de watertemperatuur (zie afb. 11). Bij een stijging van de watertemperatuur met 10 °C nam het zuurstofverbruik (ΔO₂) met ongeveer een factor twee toe, hetgeen ook wijst op een bacteriologisch proces.

Invloed looptijd

In de filters zonder fenoldosering nam de bacteriologische activiteit gedurende de gehele looptijd geleidelijk toe (zie afb. 3), terwijl in de filters met fenoldosering dit alleen gedurende de eerste twee weken het geval was. Daarna bleven het zuurstofverbruik (ΔO₂) en ΔpH constant (zie afb. 6 en 7). Dit is te verklaren door het feit, dat het ca. 14 dagen duurde voordat het



Afb. 7 - ΔpH als functie van de looptijd (dagen) bij proef 2.

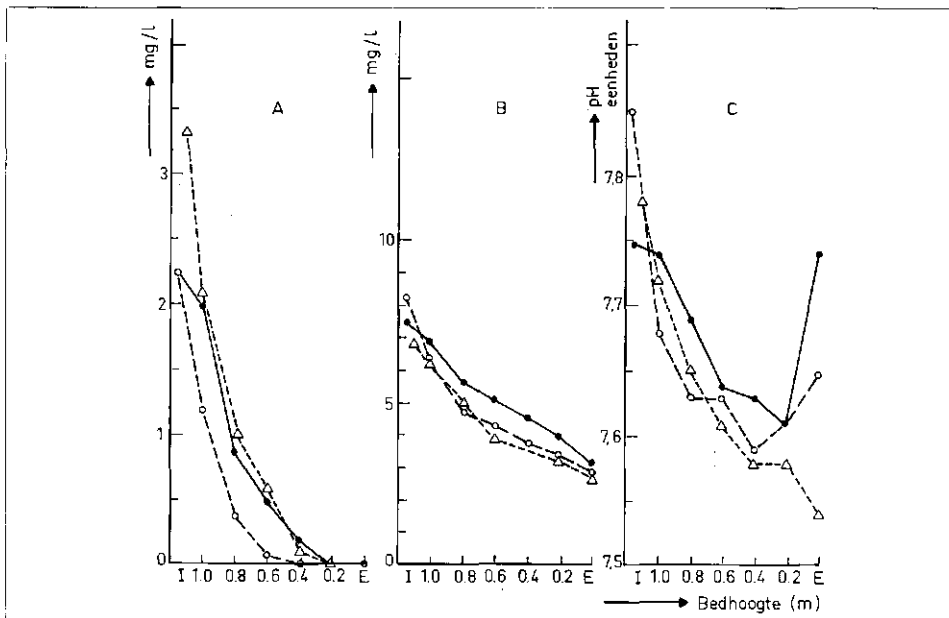
oppervlak van de kooldeeltjes maximaal met fenolsplitsende bacteriën bezet was en daarna de looptijden betrekkelijk kort waren. In de filters zonder fenoldosering trad een ander tijdsafhankelijk proces op, namelijk selectieve adsorptie en hechting van bacteriën met behulp van slijmstoffen en slijmraden. Dit laatste verschijnsel nam met de looptijd toe. Op de kool met het grootste totaal uitwendig oppervlak (m²/g) en grootste hoeveelheid macroporiën nam het zuurstofverbruik het snelste toe. Van belang zijn hierbij ook de mate, waarin de afbreekbare stoffen worden geadsorbeerd en de deeltjesgrootte. Gedurende de looptijd van 80-130 dagen nam het zuurstofverbruik /m³ kool . dag van RBW 0,8, PKDA 1-3 en PKST 0,5-1 toe met resp. 6,5, 9,3 en 12,4 gram. Er bleek bij de drie onderzochte koolsoorten een positief verband te bestaan tussen ΔO₂, ΔpH en de oppervlaktestructuur. Dit verband is niet te leggen voor de te Bremen

[20] en te Mülheim [27] gebruikte koolsoorten, omdat over de kooleigenschappen geen volledige gegevens worden vermeld.

Invloed contacttijd

In het koolfilter bleek bijna één meter filterbed nodig te zijn om het fenol te verwijderen bij een filtratiesnelheid van 2,2 m/uur en een temperatuur van 9 °C (zie afb. 8). De fenol-, zuurstof- en pH-afnamen verliepen niet lineair met de bedhoogte of de contacttijd (0-30 minuten). Hoogstwaarschijnlijk werd dit veroorzaakt door een afname van het aantal fenolsplitsende bacteriën met de bedhoogte. Om de bacteriële bijdrage te vergroten kan het zinvol zijn de contacttijd te verlengen door het hoger maken van de filterbedden en/of verlaging van de watersnelheid. Bij het extreem lang maken van de contacttijd zullen nog niet alle organische stoffen worden afgebroken of verwijderd, daar

Afb. 8 - A: Fenolgehalte van het water op verschillende hoogten in het koolfilter (contacttijd 27 minuten). B: Zuurstofgehalte. C: pH van het water.



hieronder slecht adsorbeerbare en moeilijk afbreekbare stoffen voorkomen. Een optimale bacteriologische werking wordt verkregen als de contacttijd t gelijk is aan

$$\frac{C}{k \cdot N} = \frac{V}{L}$$

waarbij

C de hoeveelheid te verwijderen bacteriologisch afbreekbare koolstof in het instrumende water, N het aantal aan de kool gehechte of geadsorbeerde bacteriën, V de filtratiesnelheid (m/uur) en L de bedhoogte (m) zijn. K is een evenredigheidsconstante, die voor fenol als groeibeperkend substraat 0,013 g koolstof per 10¹¹ aan kool geadsorbeerde bacteriën per uur bleek te zijn bij 20 °C en pH = 8,0 [25]. Uit de gemeten gegevens van proef 6 werd berekend, dat de k-waarde ongeveer een factor twee groter was. Dit verschil is verklaarbaar door een onderschatting van het werkelijke aantal bacteriën in de koolfilters.

Invloed koolsoort

Uit de afb. 3 en 4 kan men de koolstofverwijderingssnelheid (g . C/m³ actieve kool . dag), de zuurstofconsumptiesnelheid (g . O₂/m³ actieve kool . dag) en hun onder-

linge verhouding ($\frac{\Delta C}{\Delta O_2}$) als functie van de

looptijd berekenen. Tijdens de looptijd van filter A en B nam de zuurstofconsumptiesnelheid toe van 20f naar ca. 600, terwijl in filter C deze toenam

tot 710. De verhouding $\frac{\Delta C}{\Delta O_2}$ was in het

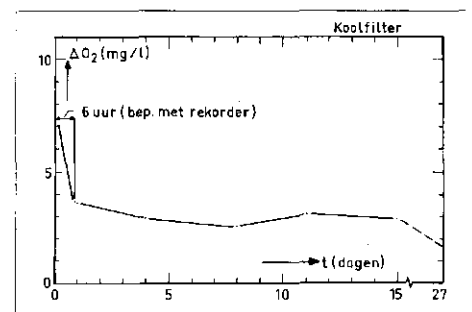
begin bij filter C 0,99, terwijl zij later afnam naar 0,12.

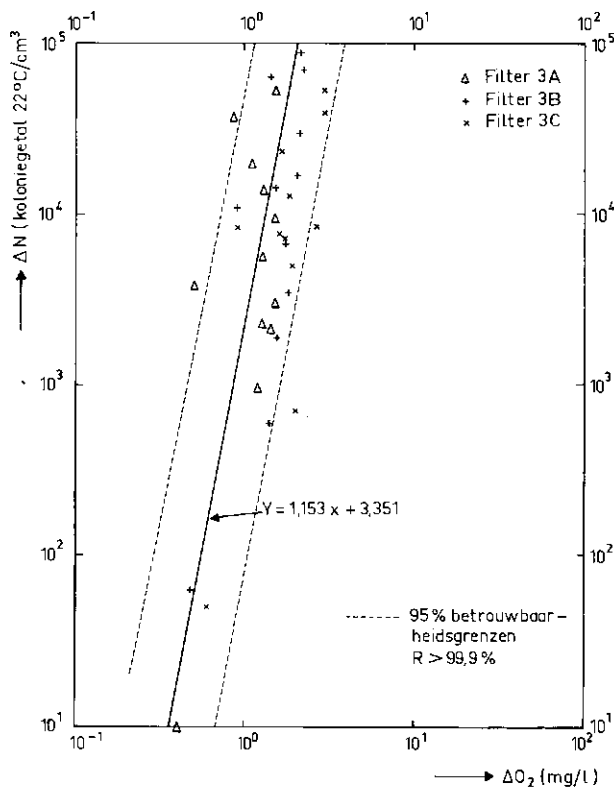
Gedurende de tussenliggende periode, 90 tot 150 dagen, was deze ca. 0,25, hetgeen ongeveer gelijk is aan eerder genoemde omrekeningsfactor.

Hieruit blijkt, dat behalve adsorptie en bacteriële activiteit tevens desorptie en een soort bacteriologische regeneratie in de koolfilters plaatsvinden.

Men kan berekenen, dat de bijdrage van

Afb. 9 - De zuurstofafname in het koolfilter na stopzetting van de fenoldosering.





fb. 10 - Correlatie toename koloniegetal (ΔN) en zuurstofverbruik (ΔO_2).

e bacteriën aan de organische koolstof-erwijdering met de looptijd duidelijk toeeemt; in het begin was deze ca. 25 % en eemt toe tot ca. 150 %. Door de bacteriële ctiviteit worden de zuiveringscapaciteit en e looptijd aanzienlijk vergroot. Het

erloop van $\frac{\Delta C}{\Delta O_2}$ was bij de onderzochte

oolsoorten PKST, PKDA en RBW uidelijk verschillend.

e Bremen [20, 21] werden dezelfde ten-enzen met enkele koolsoorten, afkomstig an de fa. Lurgi, verkregen. Vanwege de izoensinvloed varieerde het resultaat met e watertemperatuur; er werd een koolstof-erwijdering van 60-100 g/m³ . dag gemeten 1 een zuurstofverbruik in het filter van 30-350 g/m³ kool . dag.

ovendien kan men concluderen, dat een oot deel van de organische koolstofver-indingen afbreekbaar is door de miljarden acteriën in koolfilters. Deze is aanzienlijk oter dan de 5-30 mg/m³ water, die met e door het KIWA [23] ontwikkelde ethode ter bepaling van de hoeveelheid imileerbaar organisch koolstof (AOC) drinkwater wordt bepaald.

1 het filtraat werd soms een hogere TOC meten dan in het instromende water. Dit rschijnsel trad sterker bij de PK-kolen o dan bij de R-kool (zie afb. 4) en is nder andere het gevolg van het grote

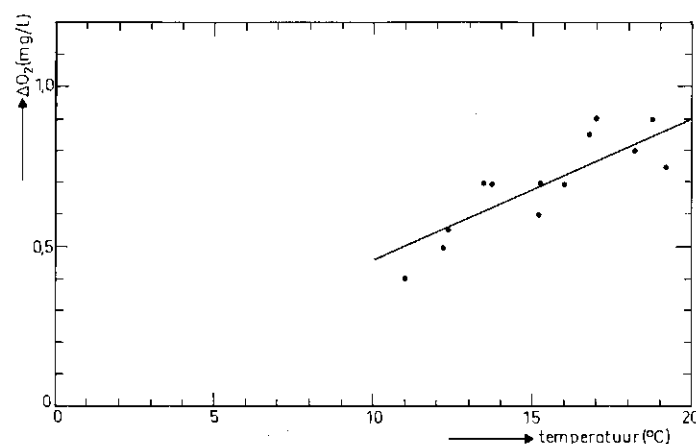
verschil in uitwendige oppervlaktestructuur geweest.

Voor een goede evaluatie van de koolsoort is het belangrijk om zowel de hoeveelheid opgeloste organische koolstof (DOC) als het totaal organisch koolstofgehalte (TOC) te volgen.

Invloed bacteriebelading

Het aantal bacteriën op de kooldeeltjes nam toe naarmate de looptijd langer was; de bacteriën hechtten zich sterk door middel van slijm(draden) zowel aan de

Afb. 11 - Correlatie zuurstofverbruik (ΔO_2) en watertemperatuur (°C) in de koolfilters zonder fenoldosering.



buitenkant van de koolkorrels als in de macroporiën. Uit de modelproeven [25] bleek, dat de fenolafbraaksnelheid recht-evenredig was met de hoeveelheid geadsorbeerde bacteriën.

De bacteriebelading kan op verschillende manieren worden vergroot:

1. het gebruik van koolsoorten met kleinere deeltjesgrootte, hetgeen uit adsorptieproeven met korrelkool en poederkool is gebleken (o.a. 25);
2. de keuze van koolsoorten, zoals Filtrasorb-400, die gezien de grootte van bacteriën veel meer mogelijkheden tot hechting in macroporiën bieden;
3. het terugspoelen van de filters zoveel mogelijk te beperken; door terugspoeling wordt de bacteriologische activiteit gedurende korte tijd iets verlaagd (zie afb. 6).

Invloed fenol-kopersulfaatdosering

Bij proef 2 met een lage fenoldosering kon de bacteriologische fenolafbraak worden voorkomen door de toegepaste koperdosering, welke een pH-daling veroorzaakte. In de filters zonder remstof werd al het gedoseerde fenol na een looptijd van ca. twee weken afgebroken, terwijl het zuurstofverbruik vervolgens constant bleef (zie tabel I en afb. 5-7).

De bacteriologische groei was zo groot, dat regelmatig terugspoelen noodzakelijk was; de bacteriologische activiteit kwam hierna weer snel terug. Bij de volgende proeven werden de hoeveelheid gedoseerd fenol, de watertemperatuur en de contacttijd gevarieerd. Tijdens deze proeven werd de afbraak van fenol en de groei van bacteriën het meest door de temperatuur beïnvloed. Bij de gebruikte contacttijden (90-360 sec.) bleef het zuurstofverbruik vrijwel gelijk, terwijl bij langere contacttijd minder bacteriegroei plaatshad. Uit het zuurstofverbruik en de pH-daling kan men bere-

kenen, dat de gedoseerde fenolkoolstof bijna volledig werd omgezet tot anorganisch koolstof, water en biomassa en dat ook hier desorptie en afbraak van vroeger geadsorbeerd fenol ('bacteriologische regeneratie') zijn opgetreden. Deze proeven toonden duidelijk aan, dat door de aanwezigheid van de bacteriën de zuiveringscapaciteit van de filters duidelijk werd vergroot.

Invloed stopzetting fenoldosering

In afb. 9 is aangegeven dat na stopzetting van de fenoldosering het zuurstofverbruik in zes uur tijd terugliep van 7,2 tot 3,6 g/m³ water, waarna het zuurstofverbruik langzaam minder werd door oxidatie van gedesorbeerde stoffen. Om de nuttige bacteriën in de filters in goede conditie te houden is het belangrijk de filters voortdurend met zuurstofrijk water te doorstromen, en lage opgeloste zuurstofgehalten (kleiner dan 3 à 4 g per m³) in het filtraat te voorkomen, hetgeen ook door andere onderzoekers [21] wordt vermeld.

5.4. Bacteriegroei

Voor de praktijk is het ook belangrijk te weten door welke factoren het koloniegetal van het gefiltreerde water wordt beïnvloed. Zoals reeds geconstateerd onder 5.1. was er niet altijd een relatie tussen bacterietoename (koloniegetal 22 °C) in het water (ΔN), ΔO_2 en ΔC , waardoor het geen goede maatstaf is voor de bacteriologische activiteit in filters. De door ons [18] en anderen verkregen resultaten tonen aan, dat het koloniegetal van het gefiltreerde water afhankelijk was van verschillende factoren, namelijk 1. de bepalingmethode van het koloniegetal, 2. de looptijd van het filter, 3. het koloniegetal van het instromende water, 4. de watertemperatuur (zie tabel I), 5. de watersamenstelling zoals de hoeveelheid gedoseerd fenol en kopersulfaat (tabel I), 6. de contacttijd (tabel I) en de watersnelheid.

Tussen de koolsoorten onderling werden geen verschillen gevonden en terugspoeling veroorzaakte een kortdurende verbetering. De bacteriepopulatie, die zich in de koolfilters zonder fenoldosering ontwikkelde, was erg actief in de oxidatie van organische koolstofverbindingen, terwijl langzame groei en, in vergelijking met de fenolsplittende bacteriën, weinig vorming van nieuw celmateriaal plaatsvond. Er ontwikkelde zich, zoals op veel plaatsen in de natuur gebeurt, een karakteristieke flora, die de zuiveringscapaciteit van koolfilters vergrootte.

Het aantal sporevormende bacteriën veranderde niet t.o.v. het influent (zie tabel II), hetgeen voor een eventuele desinfectie na de koolfiltratie van belang kan zijn.

6. Conclusies

1. Het gemeten zuurstofverbruik en de pH-daling waren het gevolg van de bacteriologische activiteit in de filters.
2. De werkzaamheid van het langzame zandfilter (0,4 m/uur) was, met betrekking tot de bacteriologische activiteit, vergelijkbaar met het actieve koolfilter (4 m/uur).
3. In het koolfilter dienen de fysische- en bacteriologische processen zo goed mogelijk te worden gecombineerd; de bacteriën geven vanaf het begin een belangrijke bijdrage aan de verwijdering van opgeloste koolstofverbindingen, die afhankelijk is van de watertemperatuur, de contacttijd, de koolsoort, de deeltjesgrootte, de looptijd van het filter, aantal aan de kool gehechte bacteriën, de samenstelling van het te behandelen water en het terugspoelen van de filters.
4. De bacteriologische activiteit in filters kan worden vergroot door koolsoorten te kiezen met een hoge adsorptiecapaciteit voor bacteriën (meer macroporiën) en gemakkelijk afbreekbare stoffen.
5. Om de bijdrage van de bacteriën aan de zuiveringscapaciteit (ΔC) te bepalen moet men zowel het zuurstofverbruik (ΔO_2) als de organische stofverwijdering (ΔDOC en ΔTOC) en hun onderlinge verhouding ($\frac{\Delta C}{\Delta O_2}$) volgen.
6. In de filters zonder fenoldosering nam het zuurstofverbruik bij een watertemperatuur van 20 °C gedurende de looptijd toe, namelijk van ca. 200 g/m³ kool . dag tijdens de eerste twee maanden naar ruim 600 na een half jaar. Deze toename van de bacteriële activiteit was het gevolg van 1. een toename van het aantal aan de kool gehechte bacteriën, 2. toename van de concentratie afbreekbare stoffen op de kool en 3. meer afbraak (desorptie) hiervan. De bijdrage van elk van deze processen varieerde met de koolsoort en de looptijd; er was sprake van een 'pseudo steady state'.
7. Door de bacteriologische activiteit in de filters worden de zuiveringscapaciteit en de looptijd aanzienlijk vergroot.
8. De RBW-koolsoort (regeneerebaar) gaf een grotere en meer constante koolstofverwijdering en een grotere bacteriologische activiteit dan de PK-koolsoorten (niet regeneerebaar) te zien.
9. Met behulp van fenol als modelstof kan de kinetiek van de biologische koolfiltratie worden onderzocht; een continue koperdosering (2ppm) voorkwam de bacteriologische fenolafbraak, maar oxidatie

van andere stoffen en bacteriegroei vondt nog wel plaats. Onder invloed van de koperdosering daalde de pH van het water

10. Op de kool kwamen een groot aantal en verschillende soorten bacteriën voor, die verschillende organische stoffen kunnen oxideren, o.a. humuszuren en fenolen.

11. Er is geen aanwijzing gevonden, dat de in de filters voorkomende bacteriën schadelijk zijn voor het drinkwatergebruik

12. Aanvullend onderzoek is nodig naar methoden om de bacteriologische activiteit in een koolfiltersysteem constant te houden en te regelen, hetgeen van belang is voor een goede bedrijfsvoering van biologisch werkende koolfilters en beperking van de nagroei in het distributiesysteem.

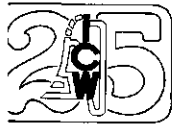
Literatuur

1. Huisman, L. and Wood, W. E. *Slow sand filtration*. WHO 1974.
2. Report on the Water Research Conference at the University of Reading, 3-5 april 1973 on Activated carbon in Water Treatment.
3. Bernhardt, H. *Entkeimung von Aktivkohlefiltern durch Erwärmung*. Schr. Reihe Ver. Wasser - Boden - Lufthyg., Berlin - Dahlem, H.31, 1970, 165-69.
4. Eberhardt, M. *Untersuchungen zur optimalen Kombination von Adsorption, Filtration und biologischer Reinigung*. Engler Bunte Institut der Universität Karlsruhe, Veröffentlichung des Bereichs und des Lehrstuhls für Wasserchemie, Heft 5, 1971, 358-79.
5. Schultink, L. J. Persoonlijke mededeling betreffende onderzoeken in de periode 1970-1971 te Andijk.
6. Wichers, C. M. *Versnelde biologische filtratie in het waterleidingbedrijf*, diss. Groningen, 1929.
7. Eckenfelder, W. W., Williams, T. and Schlossnagle, G. *Physical and biological interrelationships in carbon adsorption*. Progress in Water Technology, 1, 1972, 159-67.
8. Landers, H. *Aktivkohle als Katalysator bei der Autoxydation in Wasser gelöster Substanzen*, diss. Aken, 1974.
9. Prober, R., et al. *Interaction of activated carbon with dissolved oxygen*. Amer. Inst. Chem. Engr. Jour., 21, 1975, 1200-4.
10. Buysen, H. J. J., Blanken, J. G. den en Bakker, R. *Bepaling van het biochemisch zuurstofverbruik van bacteriën in en op actieve kool in filters bij de drinkwaterbereiding*. 1976, 14 blz en 12 bijlagen.
11. Standard Methods for the examination of Water and Wastewater, 14th edition, 1975.
12. Nederlands Normalisatie Instituut; Methode voor het fysisch- en chemisch onderzoek van drinkwater, NEN 1056.
13. Buchanan, R. E. and Gibbons, N. E. *Bergey's Manual of Determinative Bacteriology* 8th edition, 1974, Williams and Wilkins, Baltimore.
14. Mulder, E. G. The relationship between *Brevibacterium linens* and bacteria of the genus *Arthrobacter*, J. Appl. Bact., 29, 1966, 44-71.

25 jaar Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding

Algemeen

Na de eerste jaren na de Tweede Wereldoorlog, toen herstel van produktie in de landbouw voorop stond en in de daaropvolgende periode van snelle economische expansie is aan het landbouwkundig onderzoek in Nederland een belangrijke impuls gegeven door de oprichting van een groot aantal wetenschappelijke instituten. Deze instituten ressorteren onder het Ministerie van Landbouw en Visserij en zijn voor het merendeel in Wageningen gevestigd. Daar Wageningen voor veel buitenstaanders



synoniem is met de Landbouwhogeschool, het wellicht goed op te merken, dat deze instituten stichtingen dan wel afzonderlijke Rijksinstellingen zijn die toegepast wetenschappelijk onderzoek ten dienste van de land- en tuinbouw uitvoeren. Uiteraard zijn er vele contacten met de vakgroepen aan de Landbouwhogeschool die op over- en omliggende terreinen onderzoek uitvoeren en vindt er uitwisseling van kennis plaats, doch de instituten opereren zelfstandig. Een van deze instituten is het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW), waarin alle afdelingen en groepen die zich bij verschillende instellingen bezighielden met onderzoek op het gebied van de ruilverkaveling, de grondverbetering en de verbetering van de waterhuishouding in de landbouw tezamen werden gebracht. Omdat het Instituut zich primair bezighoudt met onderzoek naar problemen op het werkgebied van de Landinrichtingsdienst (vroeger Cultuurtechnische Dienst) is het organisatorisch nauw met deze dienst verbonden.

De eerste helft van het bestaan van het Instituut was het onderzoek vooral gericht op het verkrijgen van een beter inzicht in de effecten van ruilverkaveling en waterhuishoudkundige- en grondverbeteringswerken op de land- en tuinbouw en de wijze waarop deze werken technisch het best kunnen worden uitgevoerd.

Ook thans speelt het vergroten van de kennis over de verbetering van de externe produktie-omstandigheden (verkaveling, afsluiting, situering boerderijen, waterhuishouding) nog een belangrijke rol. Daarnaast is vooral in de 70-er jaren in toenemende mate aandacht besteed aan talrijke vragen van andere dan landbouwkundige aard. Als gevolg van de groeiende bevolking en de toenemende welvaart moeten

steeds meer niet-agrarische functies door het landelijke gebied worden vervuld. Andere belangengroepen doen hun invloed gelden op de toekomstige inrichting, vormgeving en ook het beheer van dit gebied. In het waterhuishoudkundige onderzoek speelt de relatie tussen de landbouwwaterhuishouding en de drink- en industriewatervoorziening een belangrijke rol terwijl tevens de invloed van waterhuishoudkundige maatregelen op natuurterreinen onderwerp van onderzoek is. Met betrekking tot de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater worden naar de invloed van het bodemgebruik door de landbouw, maar ook door bijvoorbeeld het aanleggen van vuilstortplaatsen daarop onderzoek verricht. Bij bodemverbetering wordt onder andere het onderzoek naar de groei van bomen in stadsmilieus en onderzoek naar de vertrapping op sportvelden en speelplaatsen verricht. Ten behoeve van de aanleg van recreatie-objecten in ruilverkavelingen wordt onderzoek verricht naar de inrichting en het gebruik van strandbaden en spartelvijsers en naar de sportvisserij.

Een belangrijk deel van de instituuactiviteiten is gericht op regionale studies. Deze hebben tot doel een inzicht te verkrijgen in de zich in het betreffende gebied voordoende problemen en hun onderlinge relaties. De aard van deze studies hangt sterk af van de eigenschappen van het gebied en de zich voordoende problemen en hun onderlinge relaties. Ook hier geldt, dat het aantal te onderzoeken aspecten toeneemt als gevolg van de bij het gebied betrokken maatschappelijke belangen. De eerste regionale studies in Zeeland en het randgebied in oostelijk Noord-Brabant en Limburg hadden vooral betrekking op de landbouwwaterhuishouding. In latere studies in de Gelderse Achterhoek en Salland werd tevens aandacht besteed aan de relatie tussen landbouwwaterhuishouding en de grondwateronttrekking ten behoeve van drink- en industriewatervoorziening. Regionale studies in Zuid- en Noord-Holland hadden vooral tot doel de relatie tussen kwaliteit van grond- en oppervlaktewater en de invloed daarop van peilbeheersing en doorspoeling vast te stellen.

Regionale studies op het gebied van de landinrichting kwamen grotendeels voort uit zich voordoende verkavelings- en inrichtingsproblemen. Zo werden studies verricht naar de gewenste inrichting van landbouwgebieden als de Veenkoloniën en het Noordelijk Kleimozaïekgebied maar ook van tuinbouwgebieden als het Grootslag in Westfriesland en Rijsbergen-Zundert in Noord-Brabant.

Studies met een meer planologische inslag hadden betrekking op de ontwikkeling van

de streekdorpen in Groningen en de mogelijke ontwikkeling van het grondgebruik in weidegebieden als de Lopikerwaard. Andere regionale studies betroffen de inrichtingsproblemen in het Twentse Heggenland (Volthe-De Lutte) en die in een veenweidegebied met een rijke vogelstand (Eilandspolder).

Door de uitbreiding van het aantal te onderzoeken aspecten in de regionale studies werd in een groot aantal ervan medewerking gezocht en verkregen van andere gespecialiseerde instituten als de Stichting voor Bodemkartering, het Landbouw-Economisch Instituut, het Rijksinstituut voor Natuurbeheer en het Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw 'De Dorschkamp'. In andere regionale studies werden nauwe contacten onderhouden met onderzoeksinstituten buiten het Ministerie van Landbouw en Visserij als het Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening en de Rijksgeologische Dienst. Ook worden intensieve contacten onderhouden met beleidsinstanties als de Landinrichtingsdienst, Rijkswaterstaat, Provinciale Planologische Diensten en dergelijke.

Op het gebied van het onderzoek bestaan er nauwe contacten met proefstations. Zo zijn sinds de oprichting van het ICW onderzoekers gedetacheerd of geplaatst geweest bij de Proefstations in Wilhelminadorp, Naaldwijk, Lisse en Alkmaar, terwijl tevens een onderzoeker permanent is geplaatst bij de Provinciale Commissie Waterbeheersing en Ontziltling in Zeeland. Hiernaast onderhoudt het Instituut een aantal contacten met buitenlandse wetenschappelijke instellingen op haar werkterrein in de vorm van uitwisseling van onderzoeksresultaten en publikaties en door gastmedewerkers de gelegenheid te bieden op het Instituut te werken.

Enkele resultaten van het onderzoek

In de afgelopen 25 jaar is een groot aantal resultaten van wetenschappelijk onderzoek bereikt, die hebben bijgedragen tot de verbetering van de fundamentele kennis op het gebied van de waterhuishouding en de landinrichting. Het gaat hier om de fysisch-mathematische beschrijving van processen in het bodem - water - plant - atmosfeersysteem, zoals stroming van water in de verzadigde en onverzadigde zone van de bodem, de daaraan gekoppelde wateropname door de gewassen en de produktie. De in de loop der jaren ontwikkelde kennis van deze processen heeft na de invoering van de computer geleid tot de ontwikkeling van numerieke en analoge modellen, waarmee voor zeer uiteenlopende omstandigheden van bodem en gewas het

totale proces van drainage, capillaire opstijging, verdamping en opbrengst van gewassen kan worden beschreven. Dergelijke modellen vinden thans toepassing in bijvoorbeeld de studie naar de wateraanvoerbehoefte in West-Nederland (Hoogheemraadschappen Delfland, Schieland, Rijnland en het Groot-Waterschap Woerden) in verband met de voorgenomen aanleg van het kanaal Waddinxveen-Voorburg. Voorts kunnen hiermee thans door remote sensing verkregen reflectiebeelden worden vertaald in gewasverdamping en aanvulling van het grondwaterreservoir. Deze kennis vindt thans eveneens toepassing bij de evaluatie van effecten van waterhuishoudkundige verbeteringsmaatregelen op de opbrengsten van land- en tuinbouwgewassen. Een belangrijke toepassing is de bepaling van landbouwschade als gevolg van grondwaterstandverlagen door drinkwateronttrekking en bouwputbemalingen.

Recent is onder invloed van de sterk opkomende milieuproblematiek het onderzoek naar de waterkwaliteit aanmerkelijk uitgebreid. Het onderzoek naar transport en accumulatieprocessen van in het bodemwater opgeloste stoffen heeft onder andere geleid tot modellen voor de uitspoeling van stikstof op graslandbedrijven, en voor grondwaterverontreiniging door methaan-gasproductie in vuilstortplaatsen. Het bodemtechnisch onderzoek leverde gegevens over effecten van diepplougen en -woelen op de gewasproductie, over maai-veldsdalingen in veengronden als gevolg van peilverlaging en maatregelen bij onderhoud en beheer van sportvelden.

In het landinrichtingsonderzoek betroffen de resultaten van het onderzoek de optimale vorm van percelen en kavels voor verschillende bedrijfstypen, het ontwikkelen van een simulatiemodel voor de bedrijfs-economische evaluatie van inrichtingsmaatregelen, verschillende aspecten van het plattelandsverkeer, een model van de vaststelling van de behoefte van boerderijverplaatsing, optimalisatie van de toedeling in ruilverkavelingen en het registreren van het grondgebruik (Cultuurtechnische Inventarisatie Nederland). Onderzoekingen op het gebied van de openluchtrecreatie (onder andere zwembaden, sportvisserij) leverden een model, waarmee de ontwerpcapaciteit van recreatieprojecten en de invloed daarvan op het bezoek aan andere objecten in de regio kan worden bepaald.

Het algemeen economisch onderzoek heeft ondermeer een economisch groei-model voor de landbouw met bijbehorende investerings- en arbeidsafvloeiingsfunctie opgeleverd. Hiermee kan de economische ontwikkeling van een gebied zonder en met ruilverkaveling worden gesimuleerd.

Toekomstige onderzoeksproblemen

Een goede waterbeheersing is en blijft van primair belang voor een gezonde landbouw. De toenemende vraag naar grondwater ten behoeve van drink- en industriewatervoorziening zal steeds meer de landbouwwaterhuishouding beïnvloeden. Daarbij komt dat het intensievere gebruik van de open ruimte voor andere doeleinden en de herwaardering van natuur en landschap heeft geleid tot een groeiende aandacht voor de invloed van het water hierop.

Het onderzoek op dit gebied zal zich dan ook steeds meer ontwikkelen in de richting van integraal beheer van deze natuurlijke hulpbron. Hierbij zal wat het werk van het Instituut betreft veel aandacht worden gevraagd voor de evaluatie van het effect dat de watervoorziening heeft op de landbouw en het vaststellen van de daarvoor benodigde maatregelen. Aangezien de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater sterk worden bepaald door de intensiteit van het bodemgebruik zullen de behoefte aan inzicht in de daarbij optredende processen alsmede de voor de handhaving van een aanvaardbaar kwaliteitsniveau benodigde maatregelen toenemen.

Verbetering van de waterhuishoudkundige toestand in de poldergebieden door peilverlagen in bijvoorbeeld veenweidegebieden brengt een groot aantal vragen met zich die verband houden met zakking van de bodem, waarbij het probleem van aantasting van de fundering van bedrijfsgebouwen kan leiden tot kostbare voorzieningen.

Bescherming van de bodemkwaliteit zal steeds meer de aandacht vragen. Zo zal intensief gebruik van de bodem in gebieden als de Veenkoloniën leiden tot winderosie.

Van groot belang is te weten in hoeverre dit is te voorkomen en welke maatregelen daarvoor noodzakelijk zijn.

Bij de toekomstige inrichting van landbouwgebieden zal steeds meer rekening moeten worden gehouden met niet-agrarische functies als bewoning en recreatie alsmede met het streven naar natuur- en landschapsbehoud. Ook hier geldt dat, door de toegenomen betrokkenheid van belanghebbenden bij de besluitvorming door de overheid, een groeiende behoefte bestaat een beter inzicht te verkrijgen in de effecten van voorgenomen maatregelen.

Naast alle problemen die zich voordoen bij het beleid en de besluitvorming van bestuurlijke organen zullen problemen op bedrijfsniveau om een oplossing vragen. Maatregelen als drainage, wateraanvoer, beregning, maar ook profielverbetering, kavelinrichting en dergelijke brengen niet alleen technische doch ook economische vragen met zich. Ook hier geldt dat het onderzoek bereid en uitgerust moet zijn

om vragen op dit vlak te kunnen beantwoorden.

Voorts mag worden verwacht dat het Instituut in toenemende mate zal worden betrokken bij problemen in ontwikkelingslanden. De Nederlandse kennis en ervaring op het gebied van het gebruik van land en water biedt een goede basis voor versterking van de onderzoeksactiviteiten in deze landen.



• Vervolg van pagina 510

Onderzoek van de bacteriologische activiteit in koolfilters en haar invloed op de waterkwaliteit

15. Sepers, A. B. J. De aërobe mineralisatie van aminozuren in natuurlijke aquatische milieus, diss. Groningen, 1979.
16. Weber, W. J. and Ying, Wei-chi. *Integrated biological physicochemical treatment for reclamation of wastewater*. Proceedings International Conference on Advanced Treatment and Reclamation of Waste Water, Johannesburg, Zuid-Afrika, 1977.
17. Guirguis, W., et al. *Improved performance of activated carbon by pre-ozonation*. Journal WPCF, 50, 1978, 308-20. Discussions: idem, 2062-3, 2781-5.
18. Blanken, J. G. den. *Onderzoek van de bacteriologische activiteit in koolfilters en haar invloed op de waterkwaliteit*. Rapport nr. 79-24, okt. 1979, 59 blz.
19. Klotz, M., Werner, P. und Schweisfurth, R. *Untersuchungen zur Mikrobiologie der Aktivkohlefilter*. Veröffentlichungen des Bereichs und des Lehrstuhls für Wasserchemie, Heft 9, 1975, 270-82.
20. Eberhardt, M., Madsen, S. und Sontheimer, H. *Untersuchungen zur Verwendung biologisch arbeitender Aktivkohlefilter bei der Trinkwasseraufbereitung*. Veröffentlichung des Bereichs und des Lehrstuhls für Wasserchemie, Heft 7, 1974, 86 blz.
21. Idem, Gas - Wasserfach, Wasser - Abwasser 116, 1975, 245-7.
23. Kooy, D. van der. *Ontwikkeling van een methode om de nagroeiomogelijkheid van bacterië in drinkwater te bepalen*. H₂O 12, 1979, 164-7.
25. Willigen, H. van. De invloed van actieve kool op de fenolafbraak door *Arthrobacter 381*, afstudeerverslag 1978, 185 blz. en 78 bijlagen.
26. Sontheimer, H., e.a. *The Mühlheim Process*. Journal AWWA, 1978, blz. 395.
27. Sontheimer, H., e.a. *Biologisch - adsorptive Trinkwasseraufbereitung in Aktivkohlefiltern, da Mühlheimer Verfahren*. 1979, 139 blz.