

De toekomstige behandeling van huishoudelijk afvalwater

Inleiding

De conventionele methoden voor de behandeling van huishoudelijk afvalwater beogen voornamelijk een reductie van bezinkbare stoffen en biologisch afbreekbaar organisch materiaal.

Een aanzienlijke verwijdering van zuurstofbindende stoffen kan worden verkregen door de toepassing van laag en in het bijzonder van zeer laag belaste oxydatief-biologische zuiveringsprocessen. Bovendien wordt hierbij het gehalte aan pathogene organismen en wormeieren aanzienlijk gereduceerd, hetgeen in meer of mindere — zij het eveneens onvoldoende — mate geldt voor voedingsstoffen.

In afbeelding 1 zijn in een schema de conventionele methoden voor de behandeling van afvalwater aangegeven. In tabel I vindt men dit terug onder I, 1 en II, 1, terwijl tabel II een indruk geeft van de te verwachten resultaten. Een dergelijke behandeling van afvalwater wordt zuivering in twee trappen genoemd. Moet de zuivering worden voortgezet dan spreekt men van zuivering in drie of zelfs van in vier trappen.

Een verdergaande verwijdering van zwevende stoffen en de daarmee samenhangende BOD-afname (tabel I, II, 2) kan men bereiken door werkwijzen [1]:

1. met een in hoofdzaak mechanisch karakter, zoals snelle zandfiltratie en microzeven;
2. waarbij zowel fysische scheiding als ook voortgezette biologische zuivering optreedt, zoals langzame zandfiltratie, vloeivelden, nabehandeling in vijvers en opwaarts doorstroomde filters in nabezinkingstanks.

Een voorwaarde is dat het afvalwater goed oxydatief-biologisch gezuiverd is. In Engeland verlangt men soms thans reeds een „gepolijst” effluent met een BOD van maximaal 5 mg/l.

Tot de voortgezette zuivering behoren de desinfectie (tabel I, III) en de eliminatie van voedingsstoffen (tabel I, IV). Aan de vraag of deze processen in de toekomst zinvol zijn zal in het bijzonder aandacht worden besteed. De liquidatie van niet biologisch afbreekbare en opgeloste anorganische stoffen (tabel I, V en VI) verkeert meestal nog in een experimenteel stadium. De moeilijkheden die zich voordoen zijn veelal niet van theoretische doch van technische en economische aard.

In de USA heeft de „advanced waste treatment” (AWT) grote belangstelling. De regering van de Verenigde Staten investeerde de laatste jaren meer dan 25 miljoen dollar in een speurwerkprogramma waarbij ruim 100 verschillende processen en varianten bestudeerd worden. Deze

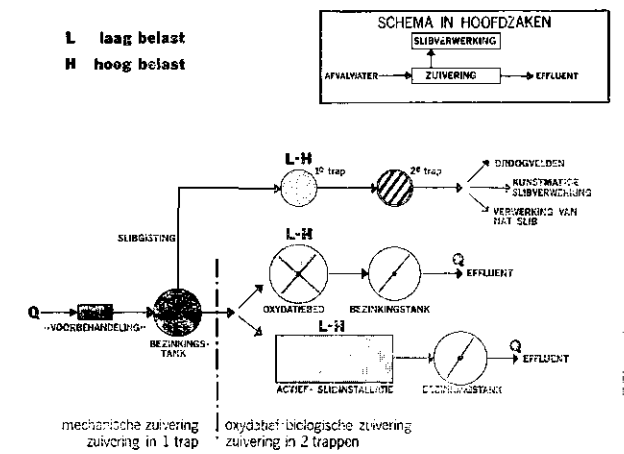
TABEL I

I zwevende stoffen
1. bezinking
2. zeven
3. coagulatie
4. filtratie
II biologisch afbreekbare organische stoffen
1. oxydatief-biologische zuivering: <ul style="list-style-type: none"> a. oxydatiebedden b. actief-slib
2. verdergaande BOD-verwijdering voornamelijk volgens de methoden vermeld onder I
3. actieve-kool
III pathogene organismen
1. desinfectie; chloorgas en chloorbleekloog, ozon en ultravioletlicht
2. sterilisatie
IV voedingsstoffen
1. stikstof: bio-chemische nitrificatie en denitrificatie; chemisch-fysische methoden
2. fosfor: chemische behandeling met anorganische zouten; met kalk of zouten in combinatie met kalk
V niet biologisch afbreekbare organische stoffen
1. actieve kool
2. chemische oxydatie: ozon, ultravioletlicht, vloeibare zuurstof
VI opgeloste anorganische stoffen
1. electro-dialyse
2. ionen-wisseling
3. omgekeerde osmose

TABEL II

	maximale afname in % t.o.v. ruw afvalwater		
	BOD	zwevende stof	bacteriën
bezinkingstanks	40	70	75
flocculatietanks met toepassing van chemische flocculatiemiddelen	85	90	80
oxydatiebedden (laagbelast)	90	92	95
actief-slibinstallaties (laagbelast)	95	95	98
chlorering van biologisch gezuiverd water	—	—	99

Afb. 1



studies beogen een inzicht te verschaffen in de efficiency en de kosten van de onderscheiden behandelingsmethoden met het oog op de toekomstige toepassing van de advanced waste treatment [2].

Op lange termijn bezien zullen de onder V en VI vermelde methoden ook voor ons land van betekenis kunnen worden omdat het wedergebruik van water steeds belangrijker wordt. Water wordt feitelijk steeds opnieuw gebruikt, doch er is een zeker tijdsverschil tussen verbruik en hergebruik.

De eerste stad waar afvalwater in een gesloten systeem in drinkwater wordt veranderd is Windhoek (Zuid-Afrika).

De daarvoor noodzakelijke installaties zijn sinds het voorjaar van 1969 in bedrijf. Dagelijks wordt bijna 4000 m³ voormalig stedelijk afvalwater rechtstreeks in het waterleidingnet gebracht, dat is 30 % van de stedelijke waterbehoefte.

Ontwikkeling van de oxydatief-biologische behandelingsmethoden

Tot de tweede wereldoorlog was de opvatting in ons land dat als men dan al afvalwater zuiverde, veelal volstaan kon worden met een bezinkingsproces. Toch werd in verschillende installaties het afvalwater al oxydatief-biologisch gezuiverd d.m.v. oxydatiebedden; in de dertiger jaren werden reeds laagbelaste actief-slibinstallaties gebouwd onder meer in Amsterdam-West, Amsterdam-Zuid en in Bussum.

De oxydatiebedden werden in 1893 door Joseph Corbett in Salford in Engeland ontwikkeld.

Tientallen jaren werden deze oxydatiebedden geëxploiteerd op een wijze die men tegenwoordig laagbelast noemt.

In 1936 ontdekten de Amerikanen Halvorson [3] en Jenks [4] dat men oxydatiebedden zwaarder met afvalwater kan belasten en toch een effluent van redelijke kwaliteit kan verkrijgen mits aan bepaalde voorwaarden wordt voldaan. Daarmede werden hoogbelaste oxydatiebedden geïntroduceerd. In ons land werden tal van oxydatiebedden gebouwd. Aantrekkelijk zijn de eenvoudige bedrijfsvoering en bij laagbelaste oxydatiebedden de geringe productie van na vergisting gemakkelijk te drogen humus-slib.

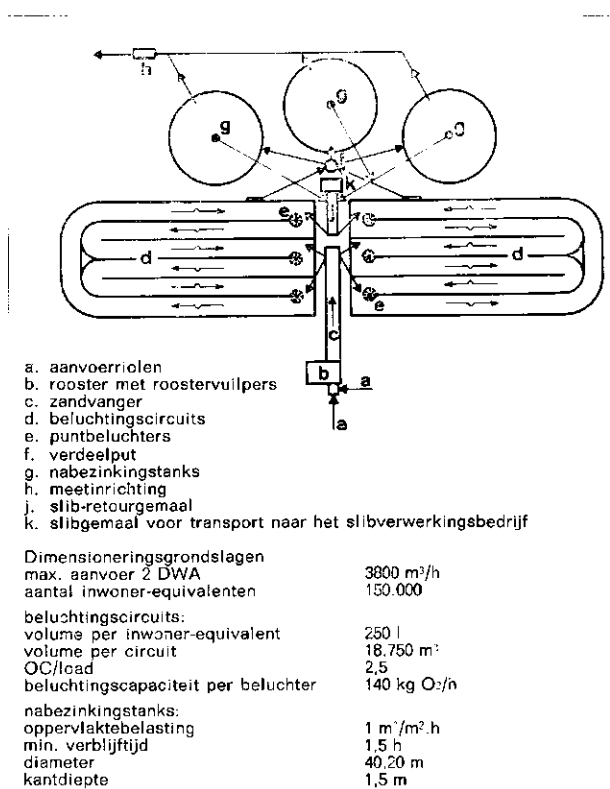
Daarentegen is een nadeel dat de zuiveringsresultaten betrokken op de BOD-reductie aanzienlijk kunnen variëren afhankelijk van de temperatuur en dat zij gewoonlijk minder goed zijn dan die van actief-slibinstallaties.

In het algemeen kan worden opgemerkt dat [5]: er een aanmerkelijk verschil in het nuttig effect van oxydatiebedden is in zomer- en wintermaanden; recirculatie van effluent een afkoelende werking heeft op het rioolwater in de wintermaanden, tengevolge waarvan het nuttig effect van oxydatiebedden daalt.

Het actief-slibproces werd in de jaren 1913-1914 te Manchester ontwikkeld door Arden en Lockett [6].

Tot de tweede wereldoorlog werden tal van actief-slibinstallaties gebouwd, die men thans als laagbelast definieert en waarmede een aanzienlijke BOD-reductie wordt verkregen.

In de Verenigde Staten werden tijdens de tweede wereldoorlog actief-slibinstallaties ontwikkeld waarbij bleek dat men een gedeeltelijke biologische zuivering kon verkrijgen bij een geringe slibconcentratie van 300-600 mg/l, een hoge slibbelasting en beluchtingstijden van 1½-2 uur [7].



Afb. 2 - Schema oxydatiesloot (type carousel) te Kaffeberg.

Na de oorlog vond men dat het ook mogelijk was met een hoog slibgehalte, zoals van 4000-10.000 mg/l, overeenkomstige resultaten te verkrijgen.

De ervaringen verkregen met hoogbelaste installaties hadden een grote economische betekenis, want bij een gelijk zuiveringseffect bleek men te kunnen volstaan met beluchtingstijden van 2-3 uur in plaats van 6-8 uur, zoals voor de oorlog normaal was.

Een bezwaar van bijna alle actief-slibmethoden is het ontstaan van grote hoeveelheden spuislib en het feit dat vooral bij hoogbelaste installaties een nauwkeurige bedrijfsvoering gesteund door laboratoriumcontrole noodzakelijk is. De toepassing van het actief-slibproces kan hierdoor worden beperkt in het bijzonder wanneer het afvalwater van kleine gemeenschappen moet worden gezuiverd en steeds een effluent van hoge kwaliteit wordt verlangd.

Een interessante ontwikkeling waaraan de naam Pasveer verbonden is en die ook voor ons land van veel betekenis is, is die van de oxydatiesloten. Deze ontwikkeling is tegengesteld aan die van de hoogbelaste installaties, nl. extreem lage belastingen tegenover extreem hoge belastingen, ofwel installaties als robuuste werkpaarden i.p.v. installaties die lijken op nerveuze renpaarden.

Uit de eerste oxydatiesloot te Voorschoten ontwikkelden zich sloten met tal van vormen, doch veel belangrijker is dat het principe van deze sloten, die aanvankelijk bedoeld waren om het afvalwater van kleine gemeenschappen op economische wijze te zuiveren, ook toegepast kan worden voor de zuivering van afvalwater van bijzondere aard en van grote hoeveelheden afvalwater (afb. 2). Het laatste is mogelijk geworden door de toepassing van puntbeluchters, grote waterdiepten en hydraulisch juiste oplossingen [8]. Zonder voorafgaand bezinkingsproces kan in dergelijke installaties huishoudelijk afvalwater van,

om de gedachte te bepalen, 150.000-250.000 inwoners worden behandeld, waarbij de organische stof vergaand afgebroken wordt, hetgeen resulteert in een BOD-reductie van 95-99 % en aerob gestabiliseerd slib.

Als voorwaarden gelden dat de slibbelasting zeer laag is, d.w.z. 0,05 kg BOD per kg droge stof van het actief-slib, en dat de hydraulische belasting gering is.

Aantrekkelijk zijn de grote weerstand van het systeem tegen schokbelastingen, de eenvoudige bedrijfsvoering en de weinig opvallende verschijningsvorm die harmonieus in het landschap kan worden opgenomen. De verschijningsvorm is in ons verstedelijkte land van grote, toenemende betekenis. Opmerkelijk is dat met oxydatiesloten gewoonlijk bovendien een grotere BOD-reductie wordt verkregen dan met andere methoden mogelijk is en wel tegen lagere of gelijke kosten.

In dit verband zij opgemerkt dat een toename in het zuiveringseffect van 90 % tot 95 % een afname van de met het effluent op het oppervlaktewater geloosde verontreinigingen betekent met een factor 2. Stijgt het zuiveringsresultaat van 90 % tot 99 % dan daalt de belasting met een factor 10.

Omdat de recente ontwikkelingen tot stand zijn gekomen t.g.v. biologische concepties lijkt het onwaarschijnlijk dat principieel nieuwe ontwikkelingen zich in de toekomst zullen voordoen.

Dit zal evenmin het geval zijn met de anaerobe slibbehandeling en een basisproces, zoals bezinking.

Ontwikkelingen zullen in de toekomst niet explosief verlopen en niet incidenteel, doch wel als gevolg van toenemend speurwerk dat in de gehele wereld wordt verricht over het gehele vakgebied. De verdere ontwikkeling van het actief-slibproces zal in hoge mate afhankelijk zijn van robuuste en bedrijfszekere beluchtingsmedia met een groot zuurstoftoevoerend vermogen tegen een minimaal energieverbruik. Door de toepassing van meetapparatuur i.c. automatische meting van het zuurstofgehalte in beluchtingsruimten en de bestudering van de beluchtingsmedia door deze apparatuur moet een verdere verlaging van de energiebehoefte worden verkregen.

Verder onderzoek zal moeten worden verricht naar bedrijfsmogelijkheden die een optimaal resultaat geven met een minimum aan exploitatiekosten. Belangrijke vooruitgang zal worden geboekt door de toepassing van nieuwe mechanische, elektrotechnische en instrumentale technieken die resulteren in een betere economische en technische efficiency. Bovendien zullen door de ontwikkeling van vele behandelingsmethoden installaties ontworpen kunnen worden die in meerdere mate aangepast kunnen zijn aan variërende eisen, waardoor het de bedrijfsleiders beter mogelijk is de installaties optimaal te exploiteren.

Het oppervlaktewater wordt door tal van lozingen van afvalwater belast, zoals van verspreide bebouwingen, van boerderijen en stallen, van woonschepen en van vrachten recreatievaartuigen, doch ook door afvoer via de regenwateruitlaten van het gemengde rioolstelsel en de regenwaterriolen van het gescheiden stelsel, die lokaal aanzienlijke stootbelastingen kunnen veroorzaken. Het door rioolstelsels verzamelde — grijpbare — afvalwater kan aan grondige zuiveringsprocessen onderworpen worden. Teneinde deze maatregelen zinvoller te maken moet aan de beperking van eerderbedoelde lozingen veel aandacht worden besteed alsmede aan de perfectionering van de rioolstelsels. Met betrekking tot de BOD-reductie dient men door de toepassing van laagbelaste en zeer

laagbelaste actief-slibinstallaties zover te gaan als mogelijk is.

Voor ons land is de toepassing van oxydatiebedden, gezien de beperkte en wisselende BOD-reductie, niet aan te bevelen, tenzij het effluent wordt gepolijst waardoor een verdere reductie van zuurstofbindend materiaal wordt verkregen.

Uitzonderingen kunnen rioolwaterzuiveringsinrichtingen zijn waarvan het effluent wordt geloosd op oppervlaktewater met een grote opnamecapaciteit en/of een groot afvoerend vermogen, zoals de Rijn. De vraag is echter of dergelijke uitzonderingen op den duur nog zullen mogen blijven gelden.

Slibbehandeling

Evenals met de oxydatief-biologische zuivering d.m.v. oxydatiebedden het geval was kwam omstreeks de eeuwwisseling de anaerobe slibbehandeling, die leidde tot de tegenwoordige toepassingen, tot ontwikkeling.

In 1899 stelde de Amerikaan H. W. Clark voor de ruimte bestemd voor de bezinking van afvalwater te scheiden van de ruimte waarin het gistingproces zich afspeelt. Dit principe werd voor het eerst in praktijk gebracht door W. O. Travis, die te Hampton in Engeland in 1903 een tank bouwde, de Travistank of ook wel hydrolytic tank genoemd [9].

Uitgaande van dit idee ontwierp Imhoff in 1906 voor Recklinghausen gelegen in het Emschergeroosenschaft een tank die bekend werd onder de naam imhofftank of emschertank.

Op grotere rioolwaterzuiveringsinrichtingen vindt de slibbehandeling plaats in slibgistingstanks waarbij slibindikers kunnen worden toegepast of, hetgeen tot nu toe vrijwel steeds het geval was, slibindicking plaatsvindt in tweedetraptanks.

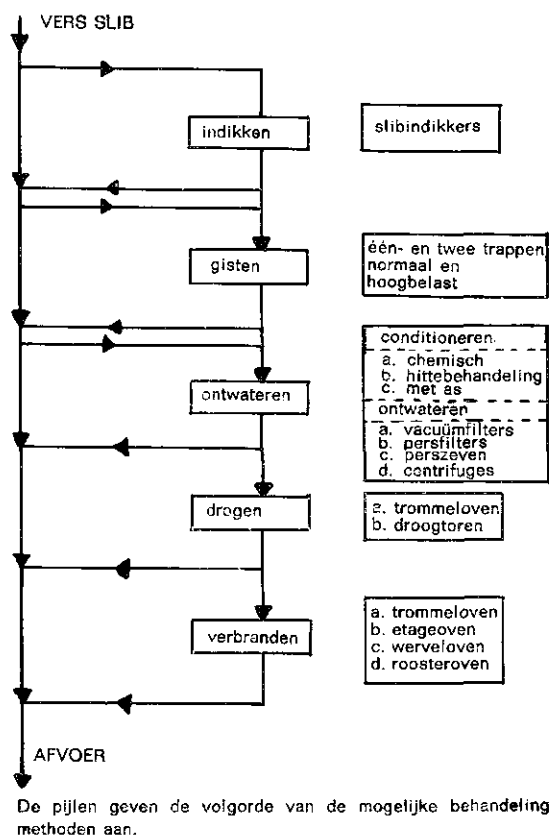
Omdat energetisch gezien het verminderen van het watergehalte van het slib door indicking voordelig is zal terzake grondig onderzoek noodzakelijk zijn. Het werd het laatste decennium mogelijk de slibgisting te intensiveren door een aantal maatregelen, zoals verwarming, intensieve enting en menging van het slib in de gistingstanks. Revolutionaire ontwikkelingen kan men ook bij dit biologisch proces niet verwachten.

De oudste en meest toegepaste methode om uitgegist slib te drogen is gebruik te maken van slibdroogvelden, waar het na zekere tijd in een toestand kan geraken dat verwerking bv. in land- en tuinbouw mogelijk wordt. Imhoff stelde reeds in 1912 de belangrijkste grondslagen vast voor de aanleg en de exploitatie [10].

Zeker voor kleinere installaties zullen droogvelden nog een langdurig leven hebben vooral omdat zij economisch gezien aantrekkelijk zijn, hetgeen ook geldt voor landen als Duitsland en de Verenigde Staten [11].

De vraag komt naar voren wat de mogelijke verspreiding van pathogene organismen kan zijn, welke risico's daaraan verbonden zijn en welke voorzorgen getroffen moeten worden.

In huishoudelijk afvalwater kunnen bacteriën aanwezig zijn die besmettelijke darmziekten veroorzaken, zoals tyfus, paratyfus (salmonellosen) in verschillende vormen en dysenterie-bacillair alsmede tuberkel bacteriën en virussen, waaronder de veroorzakers van kinderverlamming en infectueuze geelzucht, en wormeieren, zoals lint- en spoelwormen en kleine ingewandswormen [12]. Nagenoeg alle wormeieren bevinden zich in het slib dat in de bezinkingstanks wordt afgescheiden, hetgeen eveneens



Afb. 3 - Schema slibbehandeling.

het geval is met een groot percentage van de infectueuze organismen.

Vers slib zal derhalve pathogene organismen en eieren van parasieten bevatten die in de humane en dierlijke uitscheidingsproducten aanwezig zijn.

Volgens Liebmann [13] zouden indien de gistingstijden voldoende lang zijn, d.w.z. in een verwarmde tank 2 maanden en in een onverwarmde tank 3 maanden, de wormeieren afsterven doch afdoende zekerheid is volgens anderen daarmee niet verkregen.

Hoewel in een goed werkende gistingsruimte de omstandigheden ongunstig zijn voor pathogene kiemen moet men toch bij de verdere verwerking van slib rekening houden met de aanwezigheid van pathogene organismen. Grotere zekerheid verkrijgt men door compostering van slib met huisvuil en veilig is pasteurisatie (bij 70° C) of drogen bij temperaturen van 100° C en hoger.

Een overzicht van methoden van kunstmatige slibbehandeling geeft afb. 3, waarin met pijlen de mogelijke volgorde is aangegeven (niet vermeld is de aerobe slibmineralisatie).

Indien men kunstmatige slibverwerking toepast is de vraag of men het slibgistingsproces moet laten voorafgaan. Het achterwege laten van het gistingsproces heeft een aantal consequenties, waarvan er enkele worden vermeld.

1. Men zal het verse slib niet alleen moeten ontwateren doch om hygiënische redenen ook thermisch moeten drogen, moeten composteren met huisvuil of verbranden.
2. In de gistingstanks kan het slib worden geaccumuleerd. Daardoor is het mogelijk de kunstmatige slib-

verwerking zonder extra verwerkingscapaciteit te doen plaatsvinden, hetgeen een economisch voordeel is. Deze extra capaciteit is wel noodzakelijk als gistingstanks achterwege worden gelaten omdat vers slib bezwaarlijk buiten gistingstanks kan worden opgeslagen.

3. De te verwerken hoeveelheden slib zijn groter. Het kunstmatig drogen van vers slib is echter in de regel technisch niet moeilijker dan dat van uitgestist slib.
4. Er ontstaat geen methaangas dat als energiebron kan worden gebruikt.

Uit een economische berekening zal moeten blijken welke methode van slibverwerking gekozen moet worden. Het kunnen beschikken over accumulatiemogelijkheden in gistingstanks, de reductie van de hoeveelheid slib en de productie van methaangas pleiten voor handhaving van slibgistingstanks, die hun ontstaan danken aan de noodzaak slib zonder hinder op droogvelden te drogen. In de Verenigde Staten echter waar op grotere installaties mechanische ontwatering overwegend wordt toegepast, in het bijzonder door vacuümfiltratie en centrifugeren, gevolgd door drogen en verbranding is de tendens dat slibgisting achterwege wordt gelaten [14].

De ontwikkeling van kunstmatige slibverwerkingsmethoden, die energie- en exploitatiekosten van betekenis met zich brengen en technisch gecompliceerd kunnen zijn, wordt bevorderd door:

het grote benodigde oppervlak voor droogvelden (afb. 4); de hygiënische overwegingen;

de problemen samenhangend met slecht of traag verlopende droging;

de onmogelijkheid het slib in land- en tuinbouw te verwerken;

de afwezigheid van opslagmogelijkheden.

Het fabriekmatige karakter van de kunstmatige slibbehandeling, waarvoor aanzienlijke werktuigbouwkundige constructies nodig zijn, maakt dat de onderscheiden methoden meestal niet geschikt zijn voor kleinere rioolwaterzuiveringsinrichtingen, afgezien van de te geringe hoeveelheden slib die daar ontstaan, waardoor de installaties niet optimaal kunnen worden geëxploiteerd.

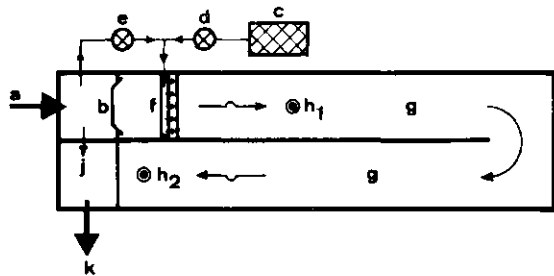
Op grond van de reeds vermelde overwegingen moet worden gesteld dat in de naaste toekomst de kunstmatige slibbehandeling voor grote installaties algemeen zal moeten worden toegepast behoudens in die gevallen dat afvoer naar zee mogelijk en verantwoord is. De toepassing zal worden bevorderd indien de noodzakelijke procédés eenvoudiger van aard worden en de exploitatiekosten dalen, althans gaan opwegen tegen de kosten verbonden aan de traditionele slibverwerking.

Het slib van een aantal kleinere installaties zal dan moeten worden afgevoerd naar een plaats waar het slib centraal wordt behandeld.

Belangrijk hierbij zijn de kosten die gemoeid zijn met het transport van het slib naar een centrale verwerkingsplaats.

Desinfectie

Voor de bacteriologische beoordeling van water in verband met de vraag of het met faecaliën is besmet wordt veelal gebruik gemaakt van het al of niet aanwezig zijn van niet pathogene coli-bacteriën. In 100 ml huishoude-



- a. effluent van de rioolwaterzuiveringsinrichting
- b. meedrempel (eerste regeling van d)
- c. chloorvoorraad
- d. chloordosering
- e. mengpomp voor chloorverdunding
- f. menging
- g. contactruimte
- h1 meting chloorgehalte (correctie van de regeling van d)
- h2 meting restchloorgehalte (controlemeting)
- j. kortsluiting
- k. afvoer

Afb. 5 - Schema chloreringsinstallatie.

reeds een gehalte aan actief-chloor in de orde van grootte van 1 mg/l dodelijk voor karpers en andere vissoorten.

Fosfor- en stikstofverwijdering

Indien het gehalte aan voedingszouten in oppervlaktewater toeneemt en daarmee de groei van plantaardige en dierlijke organismen spreekt men van eutrofiëring.

Niet of slechts zwak belast oligotroof oppervlaktewater bevat als voedingsstof koolstof in overvloed, terwijl stikstof en in het bijzonder fosfor in zeer geringe concentraties aanwezig zijn. In afvalwater en gezuiverd afvalwater zijn nutriënten daarentegen in overvloed aanwezig. Vooral door stikstof en fosfor wordt de activiteit van de autotrofe-organismen en wel speciaal van algen bevorderd (afb. 6). Beperking van stikstof en fosfor of van beide is zeer waarschijnlijk het beste middel om eutrofiëring te beperken en zo mogelijk te voorkomen. De verhouding P : N zou van significante betekenis kunnen zijn.

De eveneens in het afvalwater of gezuiverd afvalwater aanwezige organische stoffen dienen de heterotrofe-organismen als voedingsstoffen. Zij worden ten dele onder opname van zuurstof geoxydeerd en ten dele tot nieuw levend materiaal geassimileerd. Autotrofe en heterotrofe organismen zijn het voedsel van de protozoën die wederom door hogere organismen en uiteindelijk door vissen worden opgenomen.

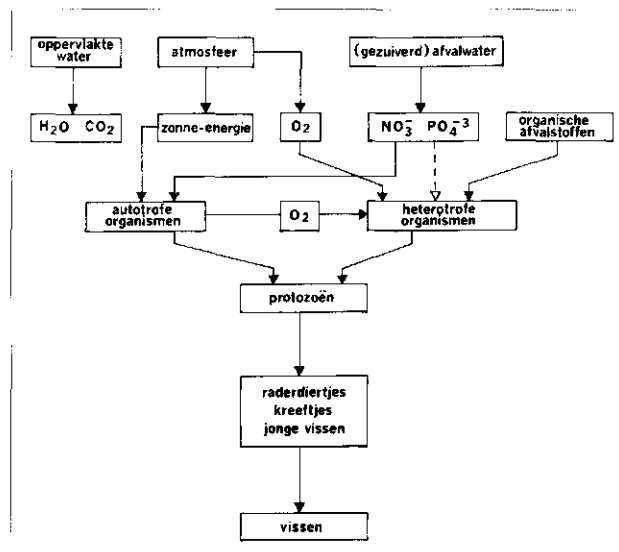
Een intense algengroei kan op korte termijn grote dage-

TABEL III

	chloor in mg/l	
	1)	2)
ruw afvalwater	10—30	6—12
ruw afvalwater (aangerot)		12—25
bezonken afvalwater	—	5—10
bezonken afvalwater (aangerot)	—	12—40
effluent van oxydatiebedden (matig effluent)	2	3—5
effluent van actief-slibinstallaties (matig effluent)	2	5—10
		2—4
		5—8

1) volgens Imhoff

2) volgens Operation of Wastewater Treatment Plants WPCF Manual of Practice no. 11 (1968)



Afb. 6

lijkse variaties van het zuurstofgehalte van het water veroorzaken. De zuurstofconcentraties variëren, afhankelijk van het feit of dissimilatie of assimilatie optreedt, van zeer hoge tot uiterst lage waarden.

Op langere termijn bezien komen door het afsterven van organismen weer organische en bemestende stoffen vrij, die:

1. een aanslag doen op het zelfreinigend vermogen van het oppervlaktewater en voorts
2. opnieuw groei van waterplanten en algen veroorzaken.

Behalve stikstof en fosfor spelen ook andere stoffen, zoals die vermeld in tabel IV, een rol bij de eutrofiëring, zelfs als zij in zeer minimale hoeveelheden voorkomen [17].

Door eutrofiëring kan de zuurstofhuishouding van het oppervlaktewater sterker worden beïnvloed dan door het oorspronkelijk in het afvalwater aanwezige organische materiaal.

T.g.v. eutrofiëring wordt het aanzien van het water slecht — groen of blauwgroen — en wanneer de algen afsterven kan een zeer onaangename stank ontstaan, terwijl bovendien sommige algen een toxische invloed hebben. Het oppervlaktewater wordt daardoor ongeschikt zowel voor de recreatie als voor andere doeleinden.

Op de lange duur is de delta van Rijn, Maas en Schelde gedoemd aan eutrofiëring ten onder te gaan ook al zou het stroomgebied van de Rijn niet bewoond worden door 40 miljoen mensen die huishoudelijk en industrieel afvalwater al of niet in zekere mate behandeld naar de Rijn afvoeren.

Elk deltagebied en elk meer is immers onderworpen aan een natuurlijke eutrofiëring. Het terugdringen van de kunstmatige eutrofiëring is feitelijk het toepassen van een vertragingsactiek.

De voornaamste vraag is of de kunstmatige eutrofiëring moet worden afgeremd en zo ja dan dient men dat met alle ten dienste staande middelen te doen. Men moet zich niet steeds afvragen of eutrofiëring, en zulks geldt eveneens voor tal van aspecten van waterverontreiniging, wordt opgeheven, afremmen is eveneens een positieve daad.

Fosfor

De trofie van oppervlaktewater kan in gevaar komen indien de concentratie van assimileerbare fosfor meer is dan 0,01 mg per liter [18].

Sommige onderzoekers menen dat een concentratie kleiner dan 0,05 mg/l een bijna volledige stopzetting van de algengroei tot gevolg heeft [19].

In huishoudelijk afvalwater kan men onderscheiden:

1. fosfaten in menselijke faeces en urine

Het door de mens opgenomen fosfaat wordt niet geaccumuleerd maar vrijwel volledig weer afgescheiden. De hoeveelheid fosfaten hangt af van de levensgewoonten van de mens en dienovereenkomstig variëren de getallen. Per inwoner per dag kan in faeces aanwezig zijn 0,6 gram P en in urine ruim 0,9 gram P, tezamen derhalve 1,5 P;

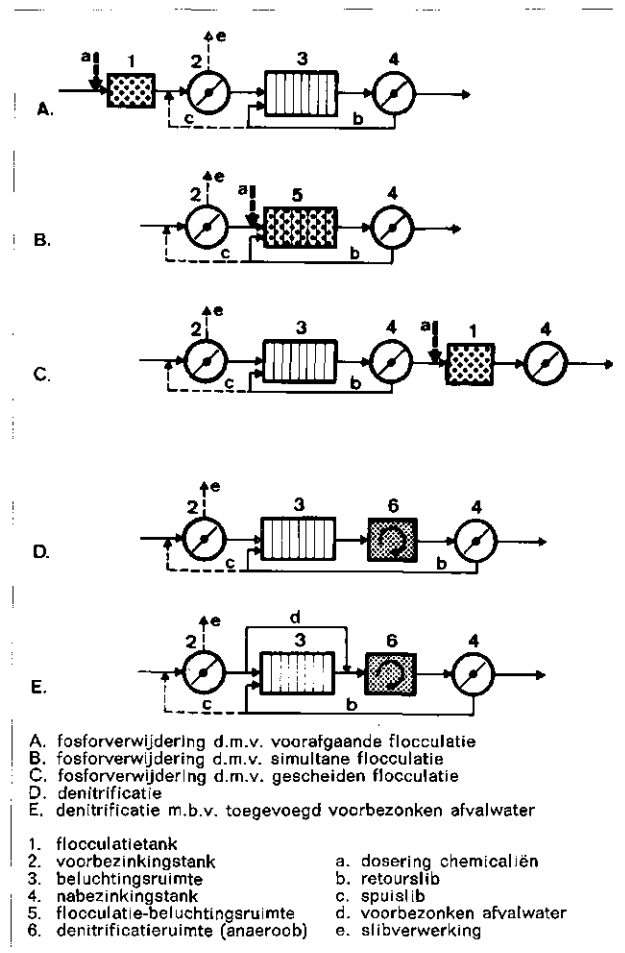
2. fosfaten aanwezig in wasmiddelen

Een aanmerkelijk en groeiend deel van in afvalwater aanwezige fosfaten is het gevolg van het gebruik van moderne wasmiddelen. In tegenstelling met door de mens afgescheiden fosfaten, die voor het grootste deel uit orthofosfaten bestaan (uit de urine), worden bij de synthetische wasmiddelen (tri)polyfosfaten gebruikt. De hoeveelheid fosfaten in dergelijke wasmiddelen overtreft die welke aanwezig is in faeces en urine. In de literatuur vindt men getallen die variëren van 1,5 P per inwoner tot meer dan 2,5 gram P [18, 20, 21, 22 en 23].

Het is gelet op deze getallen van het grootste belang dat polyfosfaten die als waterontharder in wasmiddelen worden toegepast, worden geweerd. Een mogelijke vervanger van fosfaat lijkt nitrilo-triazijnzuur (NTA), waarvan echter een der bezwaren is dat het zeer langzaam door bacteriën wordt afgebroken [24].

TABEL IV

Element	Symbool	Minimum behoefte	Literatuur
Aluminium	Al	waarschijnlijk sporen	Meyer, e.a., 1964
Borium	B	0,1 mg/l	Eyster, 1965; Provasoli, 1958
Calcium	Ca	20,0 mg/l	Allen en Arnon, 1955 Walker 1953
Chloor	Cl	spoor	Levin, 1960; Meyer, e.a., 1964
Kobalt	Co	0,5 mg/l	Buddhari, 1960; Miller en Tash, 1967; Pirson, 1937
Koper	Cu	0,006 mg/l	Walker, 1953
IJzer	Fe	0,00065 - 6,0 mg/l	Gerloff en Skogg, 1957; Ryther en Kramer, 1961; Schelske, 1962
Magnesium	Mg	sporen	Kratz en Myers, 1955; Krauss, 1956
Mangaan	Mn	0,005 mg/l	Gerloff en Skoff, 1957, Krauss, 1956; Pirson, 1937
Molybdeen	Mo	sporen	Bortels, 1940; Cobb en Meyers, 1964; Walker, 1953
Kalium	K	sporen	Meyer, e.a., 1964; Krauss, 1956
Silicium	Si	0,5 - 0,8 mg/l	Lund, 1950, 1954; Pearsall, 1932
Natrium	Na	5,0 mg/l	Philips, e.a., 1965
Zwavel	S	5,0 mg/l	Fogg, 1966; Meyer, e.a., 1964; Rodhe, 1949
Vanadium	V	sporen	Provasoli, 1958; Shannon, 1965; Fruh, 1967
Zink	Zn	0,01 - 0,1 mg/l	Provasoli, 1958; Provasoli en Pinter, 1953



Afb. 7

Afhankelijk van het waterverbruik kan het gehalte aan fosfaten afkomstig van menselijke uitscheidingsproducten en detergents globaal gesteld worden op 5-15 mg/l.

Fosfor bevattende voedingszouten worden door mechanische en oxydatief-biologische zuivering slechts in beperkte mate tegengehouden omdat het grootste deel van de in het afvalwater aanwezige fosfaten in opgeloste vorm aanwezig is (urine, wasmiddelen). Men kan derhalve slechts een geringe afname — in orde van grootte 10% — van het fosfaatgehalte t.g.v. bezinking verwachten. Bij de oxydatief-biologische zuivering wordt een deel door assimilatie in bezinkbaar celmateriaal omgezet. De hoeveelheid fosfaten kan t.g.v. oxydatief-biologische zuivering van 20-25% afnemen, d.w.z. tot 4-12 mg/l [2]. Om fosfaten uit afvalwater te verwijderen kan men niet volstaan met een behandeling van afvalwater in één of twee trappen.

De fosfaten kunnen op in wezen eenvoudige wijze, die onafhankelijk is van de temperatuur, langs chemische weg door de vorming van onoplosbare vlokken worden verwijderd door toepassing van:

- aluminium zouten (Al^{3+})
- ijzerzouten (Fe^{3+})
- kalk (Ca^{2+}) of zouten in combinatie met kalk.

Drie mogelijke bedrijfsschema's zijn in de afbeeldingen 7A, 7B en 7C getekend. In combinatie kan verwijdering van stikstof plaatsvinden.

Gebleken is dat het gebruik van driewaardige ijzerzouten (eventueel in combinatie met kalk) dikwijls in financieel

opzicht te prefereren is boven aluminiumzouten. IJzerzouten kunnen in opgeloste vorm gemakkelijk gedoseerd worden en er ontstaat een zwaar goed bezinkbaar slib. De ijzerhydroxydevlokken die bij flocculatie ontstaan binden tevens nog fijne deeltjes.

Indien opgeloste kalk wordt toegepast ontstaan grote hoeveelheden slib en omdat veel kalk door koolzuur wordt gebonden moet het derhalve overmatig worden gebruikt. Een niet te verwaarlozen nadeel van de toepassing van kalk is de sterke stijging van de pH. Een bijzonder probleem vormen de extra slibhoeveelheden die ontstaan door de gevormde chemische vlokken. Bij gebruik van metaalzouten verdubbelt de hoeveelheid slib vergeleken met conventionele zuivering.

Door de toepassing van kalk kunnen de slibhoeveelheden zeer aanzienlijk toenemen, d.w.z. tot het 3 à 6-voudige. Vooral om de meest geschikte methoden van slibbehandeling te vinden zal nog uitgebreid onderzoek moeten worden verricht.

D.m.v. de ten dienste staande methodieken kan meer dan 95 % van het fosfaat uit het afvalwater worden verwijderd. Om economische redenen zal men met een reductie van 90-95 % moeten volstaan. Met kalk zal men gewoonlijk het laagste fosforgehalte in het effluent kunnen verkrijgen [21].

Stikstof

Stikstof is in huishoudelijk afvalwater aanwezig als opgeloste ammoniak, nitriet of nitraat of in opgeloste en onopgeloste vorm als eiwitten of afbraakprodukten daarvan.

Bij een gehalte van meer dan 0,2-0,3 mg/l anorganische N kan algenbloei optreden.

In huishoudelijk afvalwater komt ruwweg aan stikstof 50-80 mg/l voor. Bij oxydatief-biologische zuivering wordt organische stikstof in belangrijke mate gemineraliseerd. Door conventionele zuivering in twee trappen kan uit het afvalwater globaal de helft van de oorspronkelijk aanwezige hoeveelheid stikstof worden verwijderd; in het effluent kan nog aanwezig zijn 25 mg/N/l [2].

Men kan stikstofverbindingen verwijderen door chemisch-fysische methoden toe te passen, zoals „ammonia-stripping” (NH₃-verwijderen d.m.v. lucht), ionenwisseling, electro-dialyse en electro-chemische behandeling (samen met zeewater). Naar de technische en economische mogelijkheden wordt in verschillende landen spuurwerk verricht.

Voor de verwijdering van stikstof moet voorshands de bio-chemische methode als de meest bruikbare en goedkoopste beschouwd worden, hoewel naar de juiste methode nog veel onderzoek zal moeten worden verricht.

Het proces valt in twee delen uiteen nl.:

1. nitrificatie: voor de oxydatie van ammonium tot nitriet en nitraat is een zuurstofrijk milieu nodig;
2. denitrificatie: voor de reductie van nitraat is een genoeg of geheel zuurstofloos milieu vereist. Twee mogelijke methoden zijn in de afbeeldingen 7D en 7E getekend.

De stikstof kan voor 90 % of zelfs meer uit het afvalwater worden verwijderd.

Een restconcentratie aan stikstof in het effluent van 2-4 mg/l is bereikbaar indien de temperaturen niet te laag zijn. Indien na de denitrificatietrap fosfaatverwijdering wordt toegepast, kan het stikstofgehalte nog eens

met de helft worden verlaagd, zodat het effluent dan 1 à 2 mg N/l bevat.

De zin van eliminatie van fosfor en stikstof

De vraag rijst of de verwijdering van fosfor en stikstof in het bijzonder in ons land zinvol is.

Bij deze vraag moet onder meer overwogen worden of de verwijdering van voedingsstoffen de eutrofiëring in betekende mate zal beperken en dat er behalve huishoudelijk afvalwater nog andere bronnen zijn die voedingszouten leveren. Daarnaast zijn van betekenis het oorspronkelijke gehalte aan voedingsstoffen in het ontvangende water en de optredende verdunning. Niet te vermelden is dat regenwater waarin 1-2 mg/l nitraat aanwezig kan zijn voor een groot deel in het oppervlaktewater terecht komt en dat in het oppervlaktewater bepaalde algen stikstof uit de lucht kunnen assimileren. Vooral echter de diffuse belasting door voedingsstoffen afkomstig van kunstmest en natuurlijke meststoffen aanwezig in gier uit kalvermestrijen vormt een grote belasting van het oppervlaktewater. Dit geldt wel in het bijzonder voor de gemakkelijk oplosbare stikstof, waarvan het gebruik en de afvoer beperkt zouden dienen te worden.

Uit een onderzoek, dat door de biologische afdeling van de EAWAG werd uitgevoerd naar de toestand van (Zwitserse) meren, bleek dat slechts 1/6 deel van de stikstof uit rioolstelsels afkomstig is. De rest komt rechtstreeks in de meren of indirect over het landoppervlak, via het grondwater of is van nature reeds in het water aanwezig [26].

Uit deze en andere feiten en gegevens moet de conclusie worden getrokken dat eliminatie van stikstof zelden zin heeft.

Bij de beoordeling van de vraag of fosfaatverwijdering zinvol is dienen eveneens andere bronnen dan huishoudelijk afvalwater in de beschouwing te worden betrokken. In de literatuur vindt men tal van cijfers betrekking hebbende op de afvoer van fosfaten van stedelijke- en landelijke gebieden en betreffende fosfaat afkomstig van neerslag [20, 23, 27, 28 en 29].

Uit het genoemde onderzoek van de EAWAG blijkt dat bijna 70 % van de fosfor in de rioolstelsels terecht komt. In Zwitserland mag afvalwater dat op meren wordt geloosd niet meer dan 2 mg/l PO₄³⁻ (0,6 mg/l P) bevatten (daggemiddelde). Richtlijnen voor de eliminatie van stikstof heeft men niet [30].

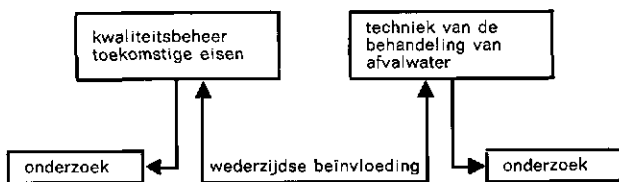
In het Veluwerandmeer is minstens 70 % van de fosfaatbelasting van rioolwaterzuiveringsinrichtingen afkomstig als buiten beschouwing wordt gelaten de niet te schatten invloed van de recreatie en de landbouw [31].

Sawyer [27] vond dat in het Madison Lake, Wisconsin, bijna 90 % van de toegevoerde anorganische P afkomstig was van rioolwaterzuiveringsinrichtingen en de rest uit andere bronnen.

De resultaten van een onderzoek in het Lake Mendota [29] zijn volstrekt anders. Van de P in het meer is afkomstig:

- 36 % van huishoudelijk afvalwater;
- 43 % van afvloeiing van landbouwgebieden;
- 17 % van afvloeiing van stedelijke gebieden;
- 4 % van neerslag en grondwater.

Het is geen wonder dat de cijfers zeer uiteenlopen. Zo zullen voor landelijke gebieden deze afhankelijk zijn van



Afb. 8

de intensiteit en de soort bemesting, de bodemsoort en het bodemgebruik, de pH-waarde van de bodem, de hoeveelheid neerslag en de intensiteit alsmede de topografie. In ons land zal in een aantal situaties fosfaateliminatie zinvol, althans van betekenis kunnen zijn, hoewel de minimum toelaatbare concentratie in het oppervlaktewater zeer gering is.

Door de Rijn echter worden dagelijks grote hoeveelheden voedingszouten naar ons land aangevoerd. Uit de gegevens gepubliceerd door de Internationale Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung blijkt dat het Rijnwater bij Lobith in 1968 gemiddeld (nadrukkelijk gemiddeld) 10,8 mg/l NO_3^- (2,4 mg/l N) bevatte, 1,6 mg/l NH_4^+ (1,2 mg/l N) en 0,53 mg/l PO_4^{3-} (0,17 mg/l P) [32]. Gevreesd moet worden dat alleen al t.g.v. het feit dat men Duitse en Zwitserse meren zal willen beschermen door eutrofiërende stoffen daar niet meer op te lozen en deze af te voeren naar de Rijn of zijrivieren de aanvoer van deze stoffen naar ons land zal toenemen. Daar waar in hoge mate water afkomstig uit de Rijn aanwezig is en zoals bij de Rijn snel naar zee wordt afgevoerd is de eliminatie van fosfor niet zinvol.

In een andere situatie echter verkeren bv. de Friese meren, meren in het westen des lands, de randmeren langs de Veluwe en de (toekomstige) Zeeuwse meren, waar nagenoeg geen doorstroming optreedt. Het is zonder twijfel zinvol op daarvoor in aanmerking komende plaatsen in ons land tot fosfaateliminatie over te gaan vooral ook om de resultaten daarvan te kunnen bestuderen.

Planologische aspecten

Naar grotere eenheden

Het doel van de behandeling van afvalwater is te voldoen aan de eisen die aan de kwaliteit van het oppervlaktewater moeten worden gesteld. De geschetste relatie is in afbeelding 8 aangegeven.

Met inachtneming van een gepaste bescheidenheid kan men stellen dat tamelijk veel bekend is over de behandelingsmethodieken, zeker als men dit vergelijkt met de kennis van de eisen die men in de toekomst aan het oppervlaktewater moet stellen, d.w.z. aan de kwaliteit. Deze eisen zullen van plaats tot plaats kunnen verschillen. De toekomstige behandeling van afvalwater zal moeten worden afgestemd op het toekomstige kwaliteitsbeheer, waarbij vooral de correlatie tussen de kwaliteit van het geloosde water en de kwaliteit van het ontvangende water een punt van diepgaande studie zal moeten zijn.

In planologische zin vooral zal nog zeer veel werk moeten worden verricht. De plaatsen waar het effluent van rioolwaterzuiveringsinrichtingen wordt geloosd zullen met grote zorg moeten worden gekozen. Daarvoor zijn basisplannen m.b.t. de kwaliteitsbeheersing van het oppervlaktewater noodzakelijk. De rioolwaterzuiveringsinrichtingen zullen moeten worden gebouwd nabij oppervlaktewateren met een in velerlei opzicht grote opname

— en/of afvoercapaciteit, danwel het effluent zal over grotere afstand naar dergelijke oppervlaktewateren moeten worden afgevoerd.

Daardoor worden kwetsbare wateren gespaard bv. voor eutrofiëring of voortgaande eutrofiëring. Temeer daar de verwijdering van voedingsstoffen tenminste kostbaar is verdient de afvoer van effluent naar eerder bedoelde oppervlaktewateren, waar althans voorlopig maatregelen ter verkrijging van een geringe rest-BOD achterwege kunnen blijven, veel meer aandacht.

Naast de vermindering van de energiekosten is de beperking van de personeelskosten van groot belang. Niet alleen beperking van het aantal personen, dat op een rioolwaterzuivering werkt, door automatisering, afstands-signalering en afstandsbediening, is van betekenis doch ook van alle loonkosten die het gevolg zijn van onderhouds- en reparatiewerkzaamheden. Arbeidsintensieve installaties of onderdelen daarvan moeten daarom vermeden worden.

Er is een geweldig verschil tussen de stijging van de elektriciteitsprijzen en die van de lonen. De loonkosten zijn vanaf 1954 met gemiddeld 8 % per jaar gestegen.

Zou deze tendens zich voortzetten — hieraan kan getwijfeld worden — dan zal bij een loonindexcijfer in 1954 van 100 (loonindexcijfer voor 1969 = 320), dit cijfer in 1980 rond 700 zijn.

De stijging van de elektriciteitsprijzen zullen van 1970 tot 1980 volgens mededelingen verstrekt door de Vereniging Krachtwerktuigen een verhoging ondergaan van 5-8 % indien:

- de brandstofprijzen op het huidige niveau gehandhaafd blijven;
- de loonkostenstijging zich volgens het patroon vanaf 1954 blijft voortzetten;
- nog enige verbeteringen van het brandstofrendement gerealiseerd kunnen worden;
- rekening wordt gehouden met de stijging van de kapitaalslasten door toename van de interest;
- de tendens van de installatie van steeds grotere eenheden zich voortzet.

De bouw van grote centrale rioolwaterzuiveringsinrichtingen i.p.v. tal van kleine installaties dient om een aantal redenen bevorderd te worden.

1. Op een grote rioolwaterzuiveringsinrichting kan steeds deskundig personeel aanwezig of beschikbaar zijn.
2. Door laboratoriumonderzoek en bedrijfscontrole kan de bedrijfsvoering op verantwoorde wijze worden afgestemd op de omstandigheden.
3. Speciale apparatuur en machines kunnen op een zinvolle en economische wijze worden toegepast.
4. Piekbelastingen zowel wat hoeveelheid als hoedanigheid betreft zullen in mindere mate samenvallen en bovendien gemakkelijker verwerkt kunnen worden.
5. Er kunnen op economisch verantwoorde wijze reserve eenheden in het ontwerp van de rioolwaterzuiveringsinrichtingen worden opgenomen, terwijl door maatregelen van verschillende aard een flexibele exploitatie kan worden bereikt.
6. Het onderhoud en de bediening van een grote installatie is economischer dan van een aantal kleine installaties.
7. Het lozingspunt van het effluent kan op de meest gunstige plaats worden gekozen, hetgeen voor kleine installaties niet steeds mogelijk is.

8. Kunstmatige slibverwerking en verdergaande zuivering kunnen alleen op grote installaties op verantwoorde wijze geschieden.

Door al deze mogelijkheden kunnen op grote installaties optimale resultaten verkregen worden.

De investerings- en jaarlijkse exploitatiekosten van een grote rioolwaterzuiveringsinrichting zijn bovendien lager dan die van een kleine [15]. Vanzelfsprekend zullen bij het nemen van beslissingen de transportkosten voor de afvoer van het afvalwater naar een centrale installatie een factor van betekenis kunnen zijn bij het bepalen van de keuze. Versplintering in kleine eenheden is ongewenst omdat daarmee het oppervlaktewater schade kan worden toegebracht daar feitelijke noodzakelijke eisen niet gerealiseerd kunnen worden. Een moderne rioolwaterzuiveringsinrichting zal:

robuust geconstrueerd moeten zijn;

variëaties in aard en hoeveelheid van het afvalwater moeten kunnen opvangen;

door exploitatiemogelijkheden en door de toepassing van meet- en regelapparatuur minimale bedrijfskosten moeten hebben;

geen hinder zowel visueel als anderszins aan de omgeving mogen veroorzaken.

Toekomstige installaties zullen zodanig ontworpen en geëxploiteerd moeten worden dat zij voortdurend effluent van de voorgeschreven kwaliteit kunnen leveren.

Helaas worden de verlangde resultaten, bv. een BOD-reductie van 90 %, door tal van oorzaken, zoals van fysische en technische aard en door bedrijfsstoringen, bij vele thans bestaande rioolwaterzuiveringsinrichtingen niet voortdurend bereikt. Op dit punt is een zeker pessimisme wel verantwoord. Het is niet ongebruikelijk om rioolwaterzuiveringsinrichtingen in fasen te realiseren. Voordelen daaraan verbonden zijn onder meer dat men rente kan besparen en de te realiseren uitbreidingen kan aanpassen aan nieuwe omstandigheden en moderne technieken.

Fasering houdt echter als gevaar in dat gedurende korte of langere tijd installaties overbelast moeten worden geëxploiteerd, waarvan tal van voorbeelden bekend zijn.

Nederlanders zijn er om bekend dat zij aan de waarde van geld een overdreven betekenis toekennen. Een gezegde is: „Het is zonde van het geld”. Wellicht behoren wij tot de zeldzame volkeren die het uitgeven van geld als zonde beschouwen.

Bij het nemen van beslissingen die de toekomstige kwaliteitsbeheersing van het oppervlaktewater beïnvloeden mag de factor geld wel een belangrijke doch geen doorslaggevende rol spelen.

Voor deze bijdrage werd dankbaar gebruik gemaakt van adviezen en opmerkingen van de heren A. de Man, dr. ir. D. W. Scholte Ubink, ir. F. B. Veldkamp en ir. R. G. Veldkamp.

Literatuur

- Peters, H. *Verwijdering van gesuspendeerde stoffen uit effluents*. H₂O 3 (1970) no. 17, blz. 412-415.
- Stephan, D. G. and Schaffer, R. B. *Wastewater treatment and renovation status of process development*. Journal Water Pollution Control Federation 42 (1970) no. 3, blz. 399-410.
- Halvorsen, H. O. *Some fundamental factors concerned in the operation of trickling filters*. Sewage Works Journal 8 (1936) no. 6, blz. 888-903. *Aero-Filtration of Sewage and Industrial Wastes*. Water Works and Sewage (1936) nr. 9, 307-313.
- Jenks, H. N. *Experimental studies of bio-filtration*. Sewage Works Journal 8 (1936) no. 3, blz. 401-414.
- Bayley, R. W. and Downing, A. L. *Temperature relationships in percolating filters*. Journal Inst. Publ. Health Engr. (Brit) 62 (1963) no. 10, blz. 303-332.
- Ardern, E. and Lockett, W. T. *Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters*. Journal Soc. Chem. Ind. 33 (1914) no. 10, blz. 523-539.
- Setter, L. R. and Edwards, G. P. *Modified sewage aeration*. Sewage Works Journal 15 (1943) no. 4, blz. 629-641; 16 (1944) no. 2, blz. 278-286.
- Zeper, J. and Man, A. de. *New developments in the design of activated sludge tanks with low BOD loadings*; presented at the 5th International Water Pollution Research Conference, July-August 1970. Proceedings to be published by Pergamon Press Ltd., Spring 1971.
- Dunbar, W. P. *Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage*. München, R. Oldenbourg, 1912.
- Imhoff, K. *Die Schlammbehandlung in Emscherbrunnen*. Technisches Gemeindeblatt 12 (1910) no. 13, blz. 193-199.
- Kehr, D. und Möhle, K. A. *Die Aufgaben der Abwasserreinigung in der heutigen Zeit*. Die Wasserwirtschaft 56 (1966) no. 5, blz. 148-154.
- Spaander, P. *Recreatie en waterverontreiniging, Hygiënische aspecten*. H₂O 3 (1970) no. 7, blz. 409-411.
- Liebmann, H. *Die Verwertung und Beseitigung vom häuslichen und industriellen Abwasser-Schlamm*. München, R. Oldenbourg, 1966. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, bd. 13.
- Okun, D. D. *The future of water quality management*. Water Pollution Control 67 (1968) no. 2, blz. 127-142.
- Michel, R. L., Pelmotor, A. L. and Palange, R. C. *Operation and maintenance of municipal waste treatment plants*. Journal WPCF 41 (1969) no. 3, part 1, blz. 335-354.
- Onstwedder, H. *Desinfectie van effluent*. H₂O 3 (1970) no. 7, blz. 424-429.
- Greeson, P. E. *Lake eutrophication — A natural process*. Water Resources Bulletin 5 (1969) no. 4, blz. 16-30.
- Sawyer, C. N. *Some new aspects of phosphates in relation to lake fertilization*. Sewage Ind. Wastes 24 (1952) no. 6, blz. 768-776.
- Dryden, F. D. and Stern, G. *Renovated waste water creates recreational lake*. Environmental Science & Technology 2 (1968) no. 4, blz. 268-278.
- Pöpel, J. *Beitrag zur Elimination von Phosphaten aus Abwasser*. Dissertation D 17, Darmstadt, 1966.
- Pöpel, J. *Die Phosphatentfernung als dritte Stufe der Abwasserreinigung*. H₂O 3 (1970) no. 17, blz. 416-423.
- Engelbrecht, R. S. and Morgan, J. J. *Studies on the occurrence and degradation of condensed phosphate in surface waters*. Sewage Ind. Wastes 31 (1959) no. 4, blz. 458-478.
- Task Group Report. *Sources of nitrogen and phosphorus in water supplies*. Journal AWWA 59 (1967) no. 3, blz. 344-366.
- Burgers, J. *Biodegradatie en afvalwaterproblemen in de wasmiddelenindustrie*. Chemisch Weekblad, 17 april 1970, blz. 55-59.
- Niemitz, W. *Ist die dritte Reinigungsstufe der Abwasserbehandlung in ihrer Zielsetzung von ähnlicher Allgemeingültigkeit wie die mechanische oder biologische Reinigung?* Gas und Wasserfach 107 (1966) no. 40, 1146-1150.
- Hörler, A. *Probleme der Abwassertechnik und des Gewässerschutzes*. Gas- und Wasserfach 109 (1969) no. 48, blz. 1337-1340.
- Sawyer, C. N. *Fertilization of lakes by agricultural and urban drainage*. Journ. New. Engl. Water Works Assoc. 61 (1947) no. 2, blz. 109-127.
- Sylvester, R. O. *Nutrient content of drainage water for forested, urban and agricultural areas*. Algae and Metropolitan Wastes. Robert A. Taft San. Eng. Center, Techn. Rep. W 61-3, 1961.
- Report on Nutrient Sources of Lake Mendota. Rep. of lake Mendota problems Comm., Madison, Wisc., 1966.
- Thomas, E. A. *Die Elimination der Phosphorverbindungen aus dem Abwasser*. Europäisches Abwassersymposium 1969 München, Gruppe III, Abwasserreinigung, blz. 179-201.
- Golterman, H. L. *Mogelijke gevolgen van de fosfaatenuitroffing van het oppervlaktewater*. H₂O 3 (1970) no. 10, blz. 209-215.
- Zahlentafeln der physikalisch-chemischen Untersuchungen des Rheins sowie der Mosel. Koblenz, 1968. Internationale Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung, Koblenz.