

Aërobe zuivering van afvalwater en haar beperkingen

1. Inleiding

De verwijdering van bezinkbare, niet bezinkbare, opgeloste of colloïdaal in afvalwater aanwezige organische stof kan met behulp van micro-organismen geschieden. Hierbij valt een onderscheid te maken in een afbraak van de organische stof onder opname van zuurstof en in een afbraak van de organische stof tot eenvoudiger componenten waarbij geen zuurstof noodzakelijk is.

In het eerste geval spreekt men van aërobe biologische zuivering of aërobe



PROF. IR. A. C. J. KOOT
Hoogleraar
Technische Hogeschool, Delft

mineralisatie, in het tweede geval van anaërobe behandeling of anaërobe mineralisatie. Bij aërobe en anaërobe processen treedt assimilatie en dissimilatie op (afb. 1). Kenmerkend van aërobe afbraak is dat deze sneller verloopt dan anaërobe; vooral bij lage temperatuur duurt de anaërobe afbraak lang.

Voorts gaan anaërobe processen gepaard met stankontwikkeling, terwijl aërobe processen reukloos verlopen.

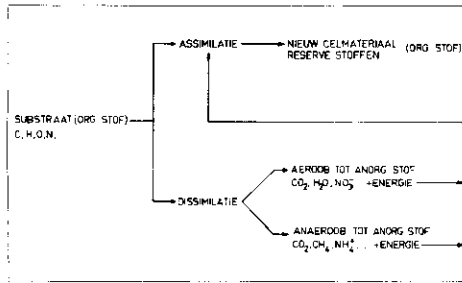
In het aërobe proces wordt in een dissimilatieproces een deel van de in het milieu aanwezige organische verbindingen door bacteriën tot CO_2 en H_2O geoxydeerd; de hierbij ter beschikking komende energie wordt gebruikt voor de opbouw van celmateriaal en voor het vastleggen van reservestoffen (assimilatie-celopbouw, afb. 2, links).

Wanneer in het milieu geen organische voedingsstoffen meer aanwezig zijn, worden ten einde het leven in stand te houden voor het verkrijgen van de daarvoor noodzakelijke energie in het proces van de endogene ademing eerst de reservestoffen en daarna ook celmateriaal gedissimileerd; men spreekt ook van geoxydeerd of gemineraliseerd (celafbraak).

Dit betekent dat het aanvankelijk in het afvalwater aanwezige biochemisch afbreekbare materiaal ten slotte grotendeels kan zijn omgezet in anorganische stoffen, zoals CO_2 , H_2O , NO_2 en NO_3 ; een niet afbreekbare rest blijft dan over (afb. 2, rechts).

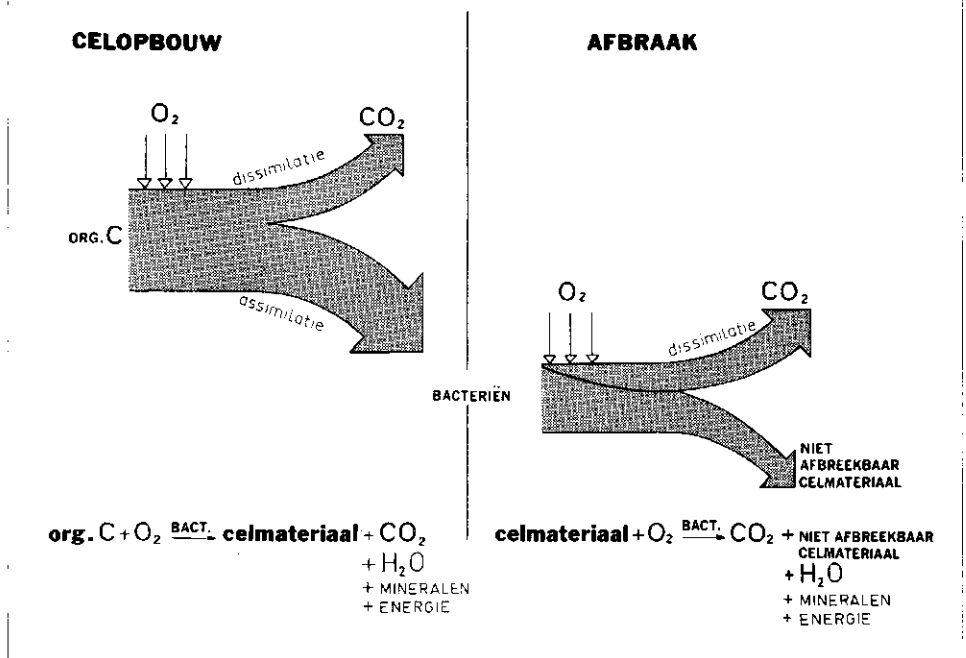
In welke mate na de celopbouw celafbraak plaatsvindt hangt af van:

de verhouding tussen voedselaanbod en de behandelduur; micro-organismen; de zuurstoftoevoer; de temperatuur.



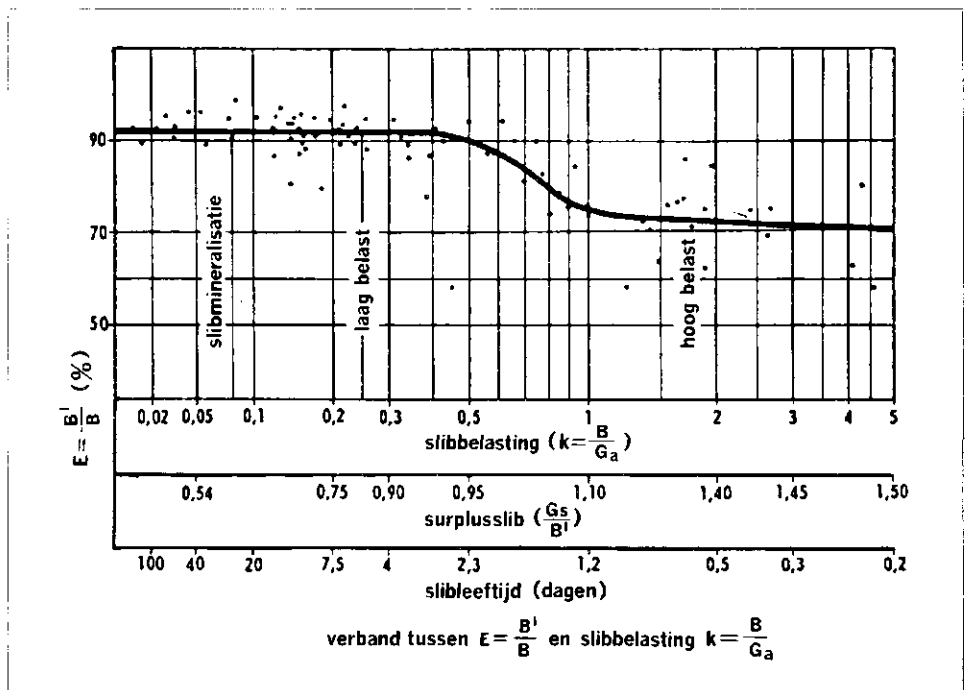
Afb. 1.

In een hoogbelast biologisch proces vindt weinig mineralisatie plaats, in een laagbelast proces is deze ver voortgeschreden. In het algemeen geven laagbelaste processen een hogere graad van zuivering; zij vragen echter grotere volumina en meer lucht (zuurstof). Onder meer in een oxydatiesloot worden zodanig geringe hoeveelheden substraat aan de micro-organismen aangeboden, dat het grootste deel wordt geoxydeerd (sliboxydatie) en daardoor



Afb. 2.

Afb. 3.



slechts een geringe hoeveelheid nieuw celmateriaal ontstaat (slibgroei), die nauwelijks nog rotbare organische stoffen bevat. Zeer essentieel is dat bij hoogbelaste processen de verontreinigingen voornamelijk worden geëlimineerd in de vorm van spuislib, terwijl bij laagbelaste processen de verontreinigingen in belangrijke mate worden gemineraliseerd en veel geringere hoeveelheden spuislib vrijkomen. Afb. 3 geeft een inzicht in de BZV-eliminatie E in procenten als functie van de slibbelasting:

$$k = \frac{G_a}{B} \left[\frac{\text{kg BZV}}{\text{kg droge stof van het actief-slib} \cdot d} \right]$$

Tevens geeft deze afbeelding een indruk van de verhouding:

$$\frac{G_s}{B'} \left[\frac{\text{kg surplus-slib}}{\text{kg verwijderde BZV}} \right]$$

alsmede van de sibleeftijd in dagen in relatie tot de slibbelasting.

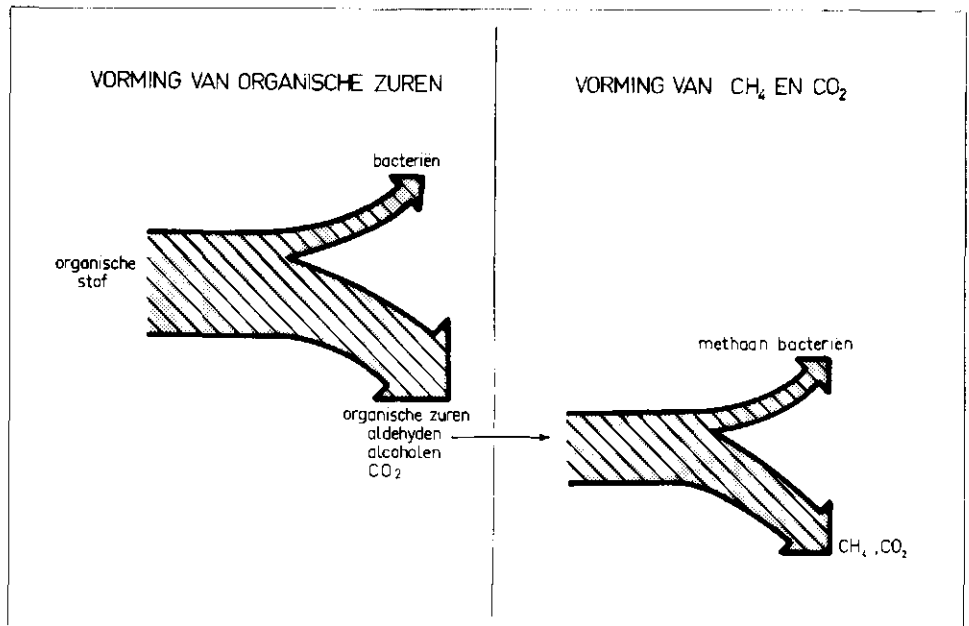
Volledigheidshalve zij vermeld dat de anaërobe dissimilatie eindprodukten als CO_2 , CH_4 en NH_4^+ levert, waarbij energie vrijkomt (afb. 4).

Bij de aërobe zuivering kunnen de bacteriën zich, zoals bij oxydatiebedden, in een slijmhuud op vaste stoffen hechten of wel opeengehoopt in vlokken vrij zwevend in het water bewegen, zoals in een actief-slibinstallatie.

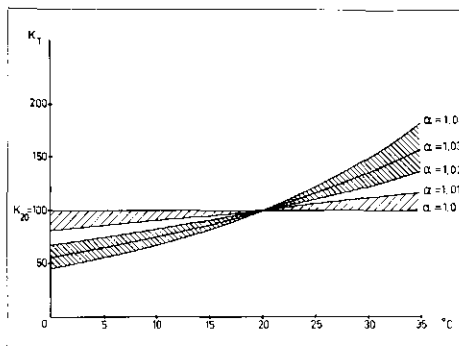
Door de slijmhuud of de vlokkige bestanddelen, de zogenaamde biomassa, waarop de bacteriën en de protozoën leven, worden de verontreinigingen geabsorbeerd; de bacteriën en de protozoën houden door hun levensverrichtingen de absorptieprocessen in stand. De groeiende biomassa, aan de vorming waarvan door honderden soorten bacteriën wordt deelgenomen, is het milieu waarin de bacteriologische omzettingen plaatsvinden. Afvalwater heeft gewoonlijk een voldoende bufferend vermogen om te voorkomen dat het koolzuur, gevormd bij de biochemische oxydatie van organische stof, de zuurgraad te zeer zou doen dalen. Een deel van het koolzuur zal bovendien als gas in oplossing blijven of bij een te veel uit het water ontwijken.

2. Vitale factoren voor de aanwezigheid en de werkzaamheid van micro-organismen

De aërobe behandeling van afvalwater kan geschieden indien naast de aanwezigheid van zuurstof aan de verdere levensvoorwaarden van de organismen is voldaan. Als vitale factoren voor de aanwezigheid



Afb. 4.



Afb. 5.

en de werkzaamheid van de micro-organismen kunnen onder meer worden genoemd:

- de temperatuur;
- de zuurgraad;
- de aanwezigheid van voldoende stoffen nodig voor de opbouw van de organismen;
- de afwezigheid van bactericide stoffen;
- de zuurstofvoorziening.

De temperatuur

De invloed van de temperatuur op een biologisch proces is van grote betekenis. De reactiesnelheid van de biochemische oxydatie stijgt naarmate de temperatuur hoger is, terwijl ook de zuurstofdiffusie vanuit de lucht naar de waterfase en van de waterfase in het organisme toeneemt. De oplosbaarheid van de zuurstof neemt daarentegen bij stijgende temperatuur af. De invloed van de temperatuur op de reactiesnelheid wordt gewoonlijk uitgedrukt door de formule [1]:

$$\frac{K_T}{K_{20}} = \alpha^{(T-20)}$$

$$K_{20}$$

waarin:

K_T = de reactiesnelheid bij een temperatuur van T °C;

K_{20} = de reactiesnelheid bij een temperatuur van 20 °C;

α = de temperatuurcoëfficiënt die voor actief-slib kan worden gesteld op 1,0 - 1,03 (meestal 1,0 - 1,01), voor oxydatiebedden op 1,02 - 1,04 en voor oxydatievijvers op 1,03 - 1,07.

T = de temperatuur in °C.

Stelt men $K_{20} = 100$ dan kan men de reactiesnelheid K_T voor de onderscheiden waarden van α (1,0 - 1,04) bij verschillende temperaturen ten opzichte van de eenheid honderd berekenen (afb. 5).

Met de gegeven formule kan men overigens geen correcte voorspellingen doen over het zuiveringsresultaat in de praktijk.

Het zuiveringsresultaat van biologische installaties is 's winters minder dan 's zomers, doch bij actief-slibinstallaties niet zo uitgesproken als bij oxydatiebedden. Bij temperaturen van 10 - 30 °C is de BZV-verwijdering in actief-slibinstallaties praktisch van dezelfde orde van grootte. Bij een temperatuur van 8 °C treedt een (geringe) achteruitgang op, terwijl bij temperaturen boven 35 °C de werking sterk vermindert.

Het bestand aan micro-organismen past zich aan bij de lagere temperaturen, zodat na enige tijd de werking van een actief-slibinstallatie bij een temperatuur van

2 °C niet veel minder is dan bij een temperatuur van 8 °C.

De zuiveringsresultaten van oxydatiebedden dalen 's winters duidelijk. De invloed van de luchttemperatuur is veel groter dan bij het actief-slibproces het geval is: een oxydatiebed koelt veel sneller af hetgeen inhoudt dat de micro-organismen aan temperatuurwisselingen gedurende korte tijdsbestekken worden blootgesteld.

In het algemeen kan men ten aanzien van oxydatiebedden het volgende stellen [2]:

er is een significant verschil in de BZV-verwijdering in de zomer en de wintermaanden;

recirculatie van effluent heeft in de wintermaanden een afkoelende invloed op het afvalwater, waardoor de BZV-afname terugloopt;

lagere temperaturen van de lucht hebben bij oxydatiebedden met recirculatie een grotere invloed op de afname van het BZV;

lagere temperaturen van de lucht hebben bij oxydatiebedden met recirculatie een grotere ongunstige invloed op de efficiency dan bij oxydatiebedden zonder recirculatie.

Voorts kan men globaal stellen dat de BZV-eliminatie als het afvalwater een temperatuur van 10 °C heeft circa 60 % is van de eliminatie bij een temperatuur van 20 °C [3, 4].

Dit zou betekenen dat een belasting van 500 g BZV/m³ . d bij een afvalwatertemperatuur van 10 °C een zelfde resultaat geeft als een belasting van

500
—— = circa 800 g BZV/m³ water d bij een
0,6
afvalwatertemperatuur van 20 °C.

Afb. 6 geeft een beeld van de BZV-eliminatie ten opzichte van het ruwe afvalwater verkregen door de rioolwaterzuiveringsinrichting te Utrecht in de jaren 1971, 1972 en 1973.

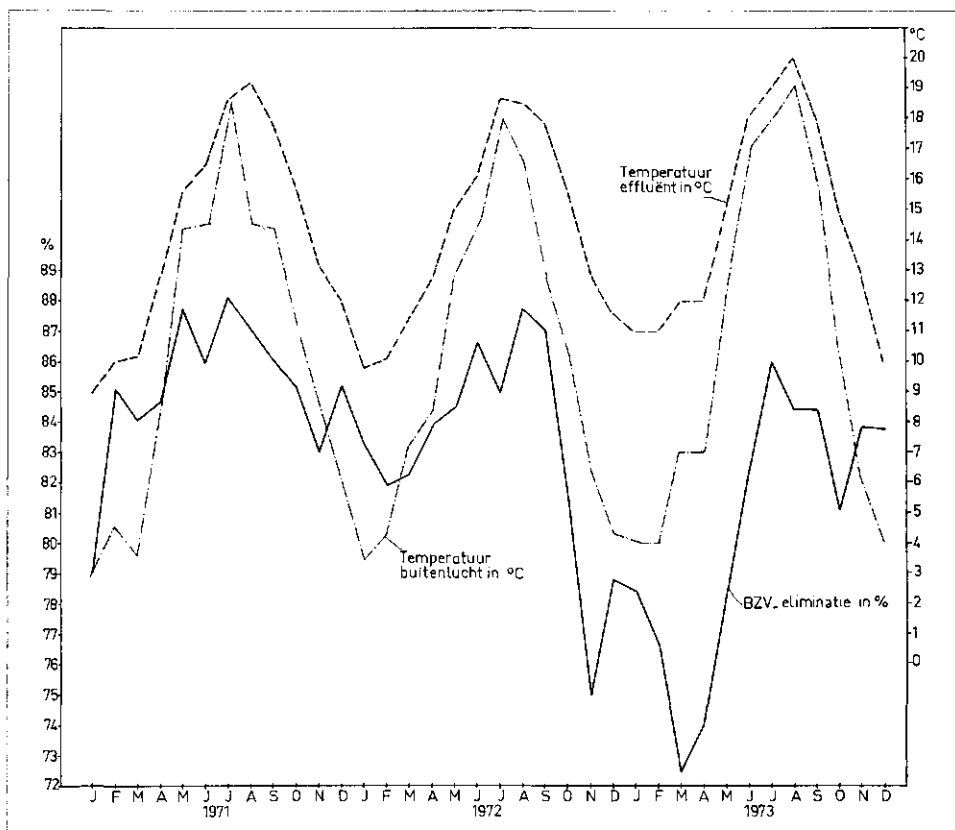
De belasting van de hoogbelaste oxydatiebedden is 875 g BZV/m³ . d, en de oppervlaktebelasting bedraagt rond 1 m³/m² . h. De recirculatiefactor varieert ruwweg van 1 tot 2; bij neerslag wordt de recirculatie van effluent verminderd of gestaakt.

De temperaturen van het effluent en de lucht zijn eveneens in de grafiek weergegeven.

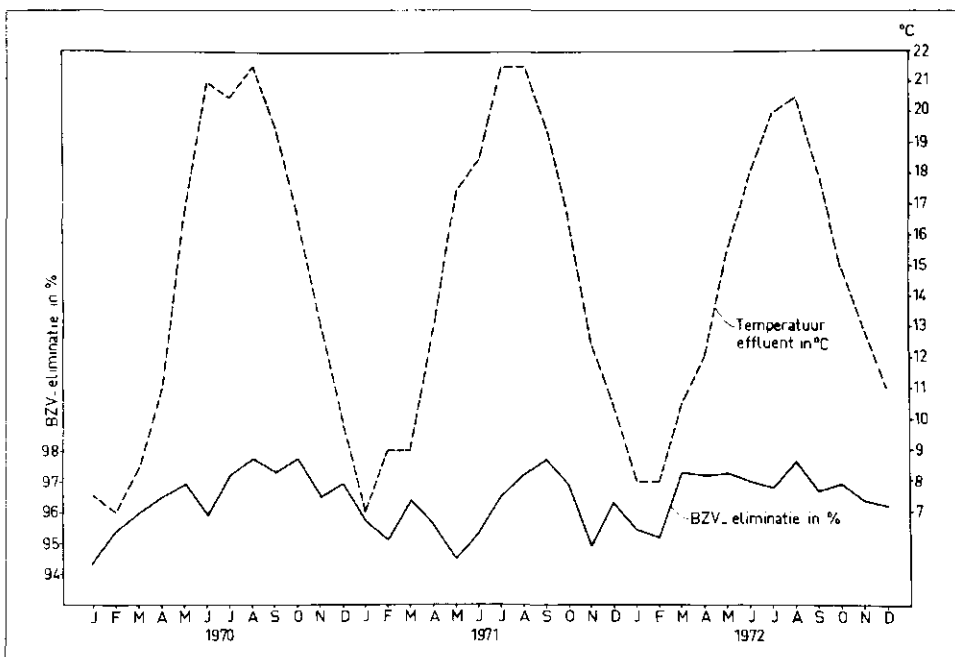
Uitgegaan werd van gemiddelde maandelijkse BZV-waarden en temperaturen, hetgeen eveneens geldt voor de gegevens vermeld in afb. 7.

Het zuiveringsresultaat van de rioolwaterzuiveringsinrichting te Utrecht blijkt zeer duidelijk te worden beïnvloed door de temperatuur.

Ter verbetering van de kwaliteit van het



Afb. 6.



Afb. 7.

effluent zal deze rioolwaterzuiveringsinrichting worden uitgebreid met een actief-slibinstallatie zodanig dat de biologische zuivering in twee trappen zal geschieden. De bestaande oxydatiebedden zullen dienst doen als eerste behandelingstrap en de actief-slibinstallatie als tweede trap.

Met de bouw van de actief-slibinstallatie en enige nabezinkingstanks zal dit jaar worden begonnen.

De temperatuur blijkt niet of nauwelijks van invloed te zijn op de BZV-eliminatie bereikt door de laagbelaste actief-slib-

installatie van de rioolwaterzuiveringsinrichting te Amsterdam-West (afb. 7). Voor de rioolwaterzuiveringsinrichting te Amsterdam-West is de BZV-eliminatie in procenten vermeld ten opzichte van het bezonken afvalwater.

In beide gevallen blijkt de temperatuur van het effluent maximaal rond 20 °C te zijn. De minimale temperatuur van het effluent van de rioolwaterzuiveringsinrichting te Utrecht is circa 10 °C; de minimale temperatuur van het effluent van de rioolwaterzuiveringsinrichting te Amsterdam-West is enkele graden lager.

Conclusies

Er zijn twee redenen aan te voeren om rioolwaterzuiveringsinrichtingen met actief-slibinstallaties te verkiezen boven die met oxydatiebedden omdat:

- de BZV-eliminatie in (vooral hoog-belaste) oxydatiebedden temperatuur-gevoelig is;
- de actief-slibconcentratie in actief-slibinstallaties tussen zeer uiteenlopende grenzen kunnen worden gevarieerd, waardoor het proces kan worden gestuurd afhankelijk van de omstandigheden. Dit is bij oxydatiebedden ten gevolge van de aanwezigheid van een gegeven aantal actieve micro-organismen lang niet in die mate mogelijk.

De zuurgraad

De snelheid van biochemische reacties die zich buiten de organismen afspelen (bijv. enzymatische omzettingen) is sterk afhankelijk van de pH. Tevens bepaalt de pH in hoge mate het organismenbestand en de activiteit hiervan. Een te hoge of te lage pH kan een complete inactivering van de organismen met zich brengen.

De meeste organismen kunnen niet bestaan als de pH hoger dan 9,5 of lager dan 4 is. Het optimum ligt bij een pH van 6,5 - 7,5.

Conclusies

- De zuurgraad van huishoudelijk afvalwater heeft het gewenste optimum.
- Voor de behandeling van te zuur of te basisch industrieel afvalwater zal men tot neutralisatie moeten overgaan of wel door menging met andere soorten afvalwater de gewenste pH moeten verkrijgen.

De voedingsstoffen

Voldoende voor de opbouw van de organismen aanwezige stoffen, zoals sporelementen (K, Fe, Co, Cu, Mn, B, Mo, e.a.), en andere ionen (fosfaten, zwavel- en stikstofverbindingen, calcium, natrium), moeten in het afvalwater aanwezig zijn. De voor de groei van de organismen nodige

voedingsstoffen bevinden zich meestal in het afvalwater. Soms moeten aan industrieel afvalwater met een eenzijdige samenstelling, zoals bij voornamelijk koolhydraathoudend afvalwater, voedingsstoffen, als stikstof- en fosforverbindingen, worden toegevoegd. Daarnaast moeten er voor de groei van de organismen voldoende assimileerbare organische stoffen aanwezig zijn. In tabel I zijn de optimale verhoudingen van resp. BZV:N en BZV:P voor de biologische afbraak van een mengsel van huishoudelijk en industrieel afvalwater vermeld.

TABEL I.

	optimaal	minimaal	huishoudelijk afvalwater
BZV:N	17:1	32:1	4,2:1
BZV:P	90:1	150:1	25:1

In de vierde kolom van tabel I zijn de gemiddelde verhoudingen aangegeven voor huishoudelijk afvalwater.

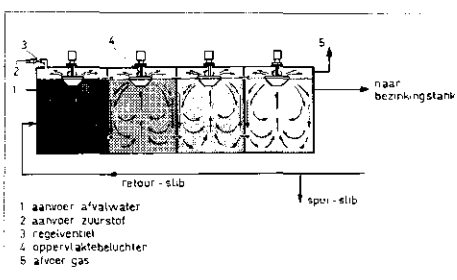
Conclusies

- Huishoudelijk afvalwater bevat voor de bacteriën voedingsstoffen in overvloed.
- Voorbeelden van industrieel afvalwater dat in onvoldoende mate N of P bevat zijn het waswater van suikerfabrieken, waarvan de verhouding BZV:N circa 60:1 is en de verhouding BZV:P ongeveer 400:1 en het afvalwater van vlas-roterijen, waarvan deze verhoudingen resp. zijn ongeveer 60:1 en 100:1. Door menging met andere soorten afvalwater kan men op de eenvoudigste wijze voorzien in de aanwezigheid van voldoende assimileerbare stoffen die voor de opbouw van de organismen nodig zijn.

Bactericide stoffen

In grote lijnen zijn bactericide stoffen te onderscheiden in stoffen met een acuut toxische werking en stoffen die alleen of in combinatie met andere stoffen eerst remmend werken nadat zij in voldoende mate in de organismen zijn opgeslagen. Tot de bactericide stoffen behoren onder meer de

Afb. 8.



zouten van (zware) metalen, de zouten van de zuren blauwzuur, zwavelwaterstofzuur en chroomzuur, sommige organische stoffen, zoals pydrine, chloroform, pesticiden en velerlei andere chemicaliën.

De zuurstofvoorziening

In het zuiveringsproces wordt zuurstof verbruikt, die bij voortdurend moet worden aangevuld. De aërobe mineralisatie vindt momenteel nog algemeen plaats met zuurstof afkomstig uit de lucht.

De technische principes waarmee de benodigde zuurstof in het water wordt gebracht, alle gebaseerd op diffusie van zuurstof vanuit de lucht in het water, zijn:

- beluchting aan het vloeistofoppervlak;
- vloeistof door de lucht verspreiden;
- vloeistof in een film over media verspreiden;
- perslucht door de vloeistof voeren;
- combinatie van deze mogelijkheden.

Ook kan de zuurstof geleverd worden door algen tijdens de fotosynthese of afkomstig zijn van nitraten die in het afvalwater aanwezig zijn of daaraan worden toegevoegd.

Conclusie

De zuurstofvoorziening ten behoeve van de biologische zuivering is in technische zin in feite geen probleem; wel de energie die daarvoor nodig is en de kosten die daarmee gemoeid zijn.

De toepassing van industriële zuurstof

Er zijn thans ontwikkelingen gaande waarbij een zuurstofrijk gasmengsel (met 50 % tot circa 99 % O₂) wordt gebruikt in het actief-slibproces [5, 6, 7, 8], waarnaar overigens bijv. Okun in 1949 reeds onderzoek verrichtte. In gasdicht afgesloten aëratieruimten wordt deze zuurstof onder een geringe overdruk (circa 5 cm waterkolom) aangevoerd.

Met behulp van roeders of puntbeluchters wordt de zuurstof, het actief-slib en het afvalwater gemengd en de inhoud van de aëratieruimten in turbulentie gehouden (afb. 8). Van het afgevoerde gas dat behalve O₂ nog sporen van andere gassen bevat kan opnieuw een zuurstofrijk gasmengsel worden gemaakt. De hoeveelheid gas die het systeem verlaat is dan verwaarloosbaar.

De slibconcentratie in de aëratieruimten is 4,5 - 8 kg/m³, terwijl het zuurstofgehalte wordt gehandhaafd op 4 - 8 mg/l, waardoor de gevoeligheid voor stootbelastingen afneemt, althans voor zover deze gevoeligheid door een eventueel optredend zuurstofgebrek wordt bepaald. De slib-

belasting wordt gesteld op 0,3 tot 0,7 en de recirculatiefactor op 0,2 tot 0,5. Energie-winst kan optreden als de belastingen vrij hoog zijn. Bij laaggeplaatste processen zal de energiebehoefte hoger zijn dan bijv. bij de toepassing van puntbeluchters.

Als richtlijn kan worden aangehouden dat de energie die nodig is om in de afgesloten aëratieruimten de inhoud in turbulentie te houden 20 - 30 watt per m³ inhoud van de aëratieruimten is. De fabricage van 1 kg zuivere zuurstof (99 %) vraagt een hoeveelheid energie van 0,3 - 0,4 kWh. Ter vergelijking zij vermeld dat men met een goede oppervlaktebeluchter voor de zuurstof-inbreng en het onderhouden van de turbulentie 0,5 kWh per kg O₂ gebruikt. Afhankelijk van de belasting van het systeem bedraagt de energie-inbreng 50 watt/m³ aëratieruimte voor middelhoge belasting, 30 watt/m³ aëratieruimte voor actief-slibprocessen met stikstof-oxydatie en 10 watt/m³ aëratieruimte indien slib-mineralisatie wordt verlangd.

De biologische zuivering kan in meerdere trappen plaatsvinden. De toepassing van industriële zuurstof kan economisch verantwoord zijn als:

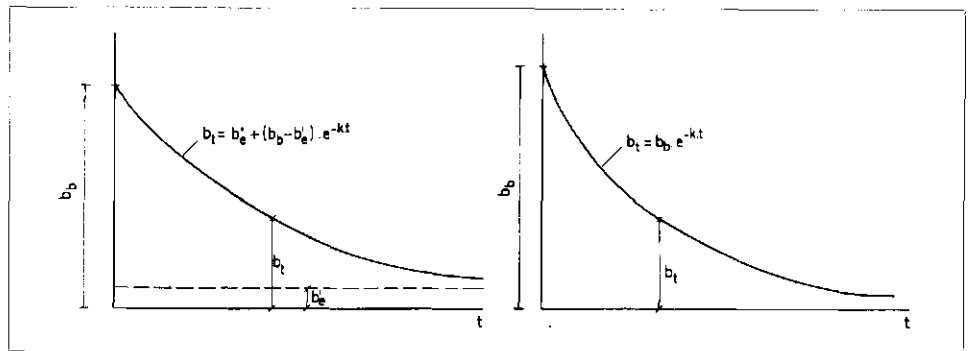
- de rioolwaterzuiveringsinrichting zo groot is dat zuurstoffabricage door de grote eenheden goedkoop wordt. De rioolwaterzuiveringsinrichting moet dan zeker een capaciteit hebben groter dan 100.000 inwoner-equivalenten;
- de slibbelasting vrij hoog is, hetgeen intussen inhoudt dat geen nitrificatie optreedt omdat de slibleeftijd daarvoor te gering is.

De toepassing van industriële zuurstof kan, omdat de aëratieruimten zijn afgedekt, worden bevorderd bij de behandeling van:

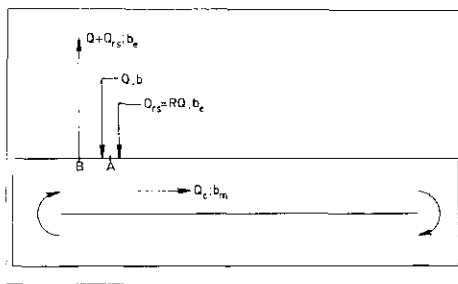
- industriële afvalwater dat bij beluchting stank afgeeft;
- afvalwater in rioolwaterzuiveringsinrichtingen die in de bebouwing zijn gelegen.

3. BZV-eliminatie

Indien men afvalwater biologisch behandelt zal men een effluent verkrijgen met een bepaald biochemisch zuurstofverbruik. De voor een bepaald type biologische installatie met bijbehorende omstandigheden bereikbare BZV-waarde (limietwaarde) zal niet gelijk aan nul kunnen zijn omdat het effluent nog bestanddelen van het substraat bevat, die in de gegeven situatie en met het gegeven proces niet biologisch kunnen worden omgezet; het effluent naast niet biochemisch afbreek-



Afb. 9.



Afb. 10.

bare ook nog wel biochemisch afbreekbare stofwisselingsprodukten bevat, die echter in de gegeven omstandigheden niet kunnen worden afgebroken.

Als het BZV van de vloeistof die zich in een biologische zuiveringsinstallatie bevindt op het tijdstip t , b_t is, de limietwaarde van het BZV van het effluent b_e' en men veronderstelt dat de omzettingssnelheid evenredig is met de nog aanwezige afbreekbare stof ($b_t - b_e'$), dan is:

$$\frac{db_t}{dt} = -k' \cdot (b_t - b_e')$$

waarin:

k' = een snelheidsconstante (dimensie tijd⁻¹)

Noemt men het BZV van het afvalwater op het tijdstip $t = 0$, b_0 , dan vindt men na integratie

$$b_t = b_e' + (b_0 - b_e') \cdot e^{-k' \cdot t} \quad (1)$$

Deze vergelijking is in afb. 9 geschetst.

De limietwaarde b_e' zal men in de praktijk niet berekenen, doch hoogstens bij zeer laagbelaste processen kunnen benaderen.

Naarmate de processen hoger belast zijn en/of de milieufactoren ongunstiger zijn, krijgt men resultaten die meer van de limietwaarde verschillen. Concluderend kan worden gesteld dat het BZV, b_t op het tijdstip t de som is van:

de in het systeem op den duur bereikbare limietwaarde van het BZV van het effluent b_e' ;

het in het systeem afbreekbare deel van de organische stoffen ($b_0 - b_e'$) dat gedurende de verblijftijd in het systeem exponentieel afneemt.

Voor laag- en hoogbelaste actief-slibinstallaties zal volgens Hunken [9] de limietwaarde van het BZV van het effluent circa 4 - 10 % zijn van het BZV van het (bezonken) afvalwater. Het percentage van 10 % heeft betrekking op hoogbelaste actief-slibinstallaties; voor laagbelaste actief-slibinstallaties is het percentage geringer. Als b_0 het BZV van het (bezonken) afvalwater is, is $b_e' = \alpha \cdot b_0$ ($\alpha = 0,04 - 0,1$).

Zelfs bij vergaande zuiveringsprocessen, zoals in oxydatiesloten, zal de limietwaarde van het BZV van het effluent nog een zekere waarde hebben, die gesteld kan worden op hooguit enkele procenten van het aangevoerde afvalwater. Met een BZV van het ruwe afvalwater b is $b_e' = \alpha b$ ($\alpha = \text{circa } 0,02$).

Indien verondersteld wordt dat alle verontreinigingen worden afgebroken, d.w.z. $b_e' = 0$, dan wordt [1]:

$$b_t = b_0 \cdot e^{-k' \cdot t}$$

Ook deze vergelijking is in afb. 9 geschetst.

Aan de hand van een voorbeeld zal het voorgaande nader worden uitgewerkt.

In het aëratiecircuit getekend in afb. 10 circuleert een hoeveelheid vloeistof Q_c .

Op het punt A wordt aangevoerd ruw afvalwater met een BZV, b en een hoeveelheid retour-slib Q_{rs} met een BZV, b_e .

Het BZV van dit water is gelijk aan het BZV van het effluent; het BZV van het slib dat dit water bevat is vanzelfsprekend veel hoger. Uit het circuit wordt ter plaatse van het punt B verwijderd een hoeveelheid vloeistof $Q + Q_{rs}$ met een BZV, b_e .

In de praktijk zal men het ruwe afvalwater en het retour-slib op andere plaatsen als in afb. 10 is getekend aanvoeren. Hetzelfde

geldt voor de afvoer uit het circuit. Beschouwt men de situatie ter plaatse van punt A dan wordt van links naar rechts aangevoerd:

behandeld afvalwater met een totale BZV van $[Q_c - (Q + Q_{rs})] \cdot b_e$; ruw afvalwater met een totale BZV van $Q \cdot b$; retour-slibwater met een totale BZV van $Q_{rs} \cdot b_e$.

Noemt men het BZV van Q_c , b_m dan volgt de evenwichtsvergelijking:

$$Q_c \cdot b_m = [Q_c - (Q + Q_{rs})] \cdot b_e + Q \cdot b + Q_{rs} \cdot b_e = Q_c \cdot b_e + Q \cdot (b - b_e)$$

waaruit volgt:

$$b_m = b_e + \frac{Q}{Q_c} \cdot (b - b_e) \tag{2}$$

Naar analogie van (1) kan men schrijven:

$$b_e = b_e' + (b_m - b_e') \cdot e^{-k' \cdot T_c} \tag{3}$$

waarin:

b_m = het BZV op het tijdstip $t = 0$;

b_e = het BZV op het tijdstip $t = T_c$;

T_c = de aëratietijd gedurende één circulatie.

Substitueert men (2) in (3) dan blijkt dat ten gevolge van één circulatie de concentratie b_m wordt gereduceerd tot:

$$b_e = b_e' \cdot (1 - e^{-k' \cdot T_c}) + \frac{Q}{Q_c} [b_e + \frac{Q}{Q_c} \cdot (b - b_e)] \cdot e^{-k' \cdot T_c}$$

zodat:

$$b_e = \frac{b_e' (1 - e^{-k' \cdot T_c}) + \frac{Q}{Q_c} \cdot b \cdot e^{-k' \cdot T_c}}{1 + (\frac{Q}{Q_c} - 1) e^{-k' \cdot T_c}} \tag{4}$$

De snelheidsconstante k' kan evenredig gesteld worden aan het drogestofgehalte van het actief-slib G_a , dus:

$$k' = k_c \cdot G_a \tag{5}$$

waarin k_c in $\frac{1}{g \cdot h}$ een constante is waarvan

de waarde afhangt van de afbreekbaarheid van de verontreinigingen en de activiteit van het actief-slib.

Schrijft men voor $e^{-k' \cdot T_c} =$

$e^{-k_c \cdot G_a \cdot T_c} = \text{exp.}$ dan wordt (4):

$$b_e = \frac{b_e' (1 - \text{exp.}) + \frac{Q}{Q_c} \cdot b \cdot \text{exp.}}{1 + (\frac{Q}{Q_c} - 1) \cdot \text{exp.}} \tag{6}$$

Uit literatuurgegevens kan men vinden dat de constante in (5) voor propstroming

kan worden gesteld op $0,2 \frac{1}{g \cdot h}$ en voor

volledige menging op $0,5 \frac{1}{g \cdot h}$.

In het getekende aëratiecircuit treden verschijnselen op die zowel aan propstroming als aan volledige menging doen denken. Men mag dan ook aannemen dat de waarde van k_c hoger zal zijn dan die welke geldt voor propstroming en lager dan die voor volledige menging.

Berekeningsvoorbeeld

Gegeven

- $Q = 8000 \text{ m}^3/\text{d}$
- $b = 300 \text{ mg/l}$ (300 g/m³)
- $G_a = 4 \text{ kg/m}^3$

$$k_c = 0,35 \frac{1}{g \cdot h}$$

Het volume van het aëratiecircuit is 12.000 m³. Uit deze gegevens volgt dat de slibbelasting 0,05 is en de aëratietijd 1,5 dag. Stelt men de doorsnede van een aëratiegoot op 30 m², dan is de lengte van het

$$\text{aëratiecircuit } L = \frac{12.000}{30} = 400 \text{ m.}$$

Bij een gemiddelde stroomsnelheid $v_{gem} = 0,30 \text{ m/s}$ is $Q_c = 30 \cdot 0,30 = 9 \text{ m}^3/\text{s}$ of 777.600 m³/d.

$$\text{De gemiddelde waarde van } \frac{Q}{Q_c} = \frac{8000}{777.600} = \frac{L}{v_{gem}} = \frac{400}{0,30} = 0,0103$$

en die van $T_c = \frac{L}{v_{gem}} = \frac{400}{0,30} = 1333 \text{ s}$ of 0,37 uur.

$$\text{De waarde van exp.} = e^{-k_c \cdot G_a \cdot T_c} = e^{-0,35 \cdot 4 \cdot 0,37} = 0,596.$$

Stelt men b_e' op 2% van b , dat wil zeggen $0,02 \times 300 = 6 \text{ g/m}^3$ dan volgt uit (6):

$$b_e = \frac{6(1 - \text{exp.}) + 0,0103 \cdot 300 \cdot \text{exp.}}{1 + (0,0103 - 1) \cdot \text{exp.}} = 10,4 \text{ g/m}^3 \text{ of } 10,4 \text{ mg/l.}$$

TABEL II.

k_c	$b_e' = 3 \text{ g/m}^3$	$b_e' = 6 \text{ g/m}^3$	$b_e' = 3 \text{ g/m}^3$	$b_e' = 6 \text{ g/m}^3$
$\frac{1}{g \cdot h}$	b_e in g/m ³		$b_e - b_e'$ in g/m ³	
0,2	11,6	14,5	8,6	8,5
0,35	7,4	10,4	4,4	4,4
0,5	5,8	8,7	2,8	2,7

Met $b_e' = 3 \text{ g/m}^3$ (1% van b) vindt men:

$$b_e = \frac{3(1 - \text{exp.}) + 0,0103 \cdot 300 \cdot \text{exp.}}{1 + (0,0103 - 1) \cdot \text{exp.}} = 7,4 \text{ g/m}^3 \text{ of } 7,4 \text{ mg/l.}$$

Ten einde de invloed van de waarden k_c te bepalen is de berekening ook uitgevoerd met

$$k_c = 0,2 \frac{1}{g \cdot h} \text{ en } k_c = 0,5 \frac{1}{g \cdot h}.$$

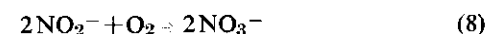
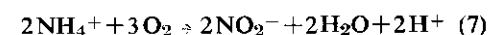
De resultaten zijn samengevat in tabel II.

Conclusies

- a. De waarde van b_e wordt bepaald door de limietwaarde b_e' , de verhouding $\frac{Q}{Q_c}$, de constante k_c alsmede het produkt $G_a \cdot T_c$ dat men de slibarheid zou kunnen noemen.
- b. Een zeer grote invloed op het resultaat heeft de verdunningswaarde $\frac{Q}{Q_c}$.
- c. De hoeveelheid retour-slib Q_{rs} heeft geen invloed op de BZV-eliminatie.
- d. De waarden van $b_e - b_e'$ zijn voor de onderscheiden constanten k_c (vrijwel) gelijk.

4. Eliminatie van stikstof en fosfor

Veelal wordt van een biologisch proces verlangd dat niet alleen de koolstofverbindingen doch ook de in het afvalwater aanwezige stikstof wordt geoxydeerd. Stikstof kan in verschillende vormen voorkomen, namelijk als organisch gebonden stikstof, zoals eiwitten (proteïnen), of NH_4^+ ammoniumion. Tijdens het mineralisatie-proces gaat de organisch gebonden stikstof over in ammoniumionen. Het gehalte aan organisch gebonden stikstof en de ammoniumstikstof in mg/l wordt bepaald volgens de methode van Kjeldahl. Men spreekt dan ook wel van Kjeldahlstikstof. De oxydatie van ammoniumionen geschiedt in twee trappen als volgt:



Uit (7) en (8) volgt:



Voor de eerste nitrificatietrap (7) is de bacteriesoort *Nitrosomonas* nodig (nitrietvorming), terwijl in de tweede nitrificatietrap de bacteriesoort *Nitrobacter* uitsluitend de vorming van nitraat veroorzaakt (8).

Nitrificatie kan slechts optreden als aan een aantal voorwaarden is voldaan. Stikstof kan pas dan in de nitraatvorm overgaan als de organische koolstof is geoxydeerd. Bovendien kan een nitrificerende bacteriënflora pas tot ontwikkeling komen bij temperaturen die niet veel lager zijn dan circa 10 °C en een zuurstofgehalte dat niet geringer is dan ongeveer 1 mg/l. De autotrofe bacteriën *Nitrosomonas* en *Nitrobacter* nemen slechts langzaam in aantal toe en wel ongeveer 50 maal langzamer dan de heterotrofe bacteriën van het actief-slib onder optimale omstandigheden. De groeisnelheid van de nitrificerende bacteriën is voorts veel sterker afhankelijk van de temperatuur dan de groeisnelheid van de heterotrofe bacteriën.

Uit een aëratieruimte worden met het spui-slib en met het effluënt continu nitrificerende bacteriën afgevoerd. Bij hogere temperaturen vindt voldoende aangroei plaats om het uitwassingseffect te elimineren, doch bij lagere temperaturen is de aangroeisnelheid van de nitrificerende bacteriën te gering om een optimale concentratie in het systeem te kunnen handhaven. Er zal dan ook in de winter een afname van de nitrificatie optreden. Vanzelfsprekend zal naarmate minder spui-slib wordt afgevoerd en de slijbleeftijd derhalve hoger is een geringer aantal nitrificerende bacteriën het systeem verlaten. Op grond van onderzoeken van Downing en Hopwood [10] kan de snelheidsconstante k_m (l/d) van de toename van de nitrificerende bacteriën gesteld worden op gemiddeld:

$$k_m = 0,18 \cdot e^{0,12(T-15)}$$

waarin T = de temperatuur in °C.

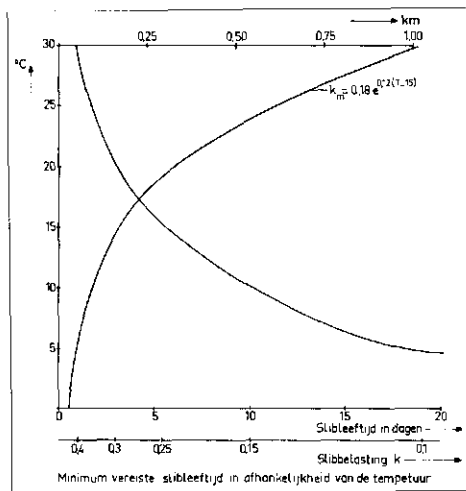
Voor nitrificatie moet de slijbleeftijd groter of gelijk zijn aan $1/k_m$ of:

$$\frac{G_a}{G_s} = \frac{1}{k_m} = 5,5 \cdot e^{0,12(15-T)} \quad (10)$$

waarin:

G_a = de slijbconcentratie in de aëratieruimte in kg droge stof van het actief-slib per m³ inhoud van de aëratieruimte;

G_s = de hoeveelheid spui-slib in kg droge stof die dagelijks per m³ inhoud van de aëratieruimte uit het systeem wordt verwijderd.



Afb. 11.

Uit (10) volgt de minimum vereiste slijbleeftijd in afhankelijkheid van de temperatuur. De onderscheiden minimum slijbleeftijden en de daarbij volgens afb. 3 behorende slijbbelastingen k zijn in tabel III vermeld. De slijbleeftijden en de waarden van k_m gerelateerd aan de temperatuur alsmede de waarden van k volgens afb. 3 zijn in afb. 11 aangegeven.

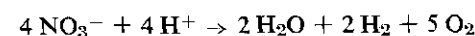
TABEL III.

slijbleeftijd in dagen	temperatuur in °C	slijbbelasting k
19	5	0,1
10	10	0,15
5,5	15	0,25
3	20	0,3
1,7	25	0,4

Uit de tabel en afb. 11 blijkt dat nitrificatie optreedt bij slijbbelastingen die slechts enigszins hoger zijn dan die welke moeten worden aangehouden om gedeeltelijke aërobe slijbstabilisatie te verkrijgen.

Nitrificatie wordt gewoonlijk nagestreefd in het belang van de zuurstofhuishouding van het oppervlaktewater. Voor de stikstofeliminatie komt het meest in aanmerking de microbiële denitrificatie waaraan nitrificatie moet voorafgaan. Overigens kunnen in laagbelaste installaties na nitrificatie zich de nitrificatieverschijnselen voordoen als er een gebrek aan zuurstof optreedt.

Ten gevolge van het gebrek aan opgeloste zuurstof, waarbij de aanwezige slijbstoffen als waterstofdonor fungeren, ontstaat:



De gasvormige stikstof ontsnakt naar de atmosfeer.

Het grootste deel van de fosfaten is in het afvalwater in opgeloste vorm aanwezig. Dit betekent dat gewoonlijk slechts 0 - 20 %

daaraan d.m.v. bezinking met het primaire slib uit het afvalwater kan worden verwijderd. De verwijderingspercentages van de gemakkelijk oplosbare stikstof zijn eveneens gering.

De stikstof- en fosforeliminatie via het primaire en het spui-slib van een actief-slibinstallatie is beperkt. Met een ruwe schatting kan dit worden aangetoond [11]. In huishoudelijk afvalwater is de verhouding C : N : P ongeveer 25 : 8 : 1 en die van het afgescheiden slib circa 50 : 8 : 1. Een bepaalde hoeveelheid huishoudelijk afvalwater met 100 g C bevat dan 32 g N en 4 g P. Bij de biologische zuivering wordt een deel van de verontreinigingen in bezinkbaar celmateriaal omgezet. Gesteld dat 90 % van de koolstof wordt geëlimineerd en dat 50 % daarvan wordt geassimileerd, dan wordt $0,9 \cdot 0,5 \cdot 100 = 45$ g C aan het slib gebonden. Dienovereenkomstig wordt het slib afgescheiden $45 \times 8/50 = 7,2$ g N en $45 \times 1/50 = 0,9$ g P of slechts $7,2/32 \times 100 = 22,5$ % van de stikstof en $0,9/4 \times 100 = 22,5$ % van de fosfor. Door verschillende oorzaken, zoals een andere samenstelling van het afvalwater en het slib en een intensieve endogene ademing bij geringe slijbbelastingen, waarbij de aanvankelijk gebonden stikstof en fosfor weer vrijkomen, kunnen aanzienlijke afwijkingen van de geschatte percentages optreden.

Als slijbgisting wordt toegepast komt overigens een deel met het slibwater uit de gistingstanks in het systeem terug. Hoe dan ook, hooguit circa 30 % van de oorspronkelijk in het afvalwater aanwezige stikstof en maximaal 40 % van de daarin aanwezige fosfor kan via het slib worden verwijderd.

Door denitrificatie kan men echter in de praktijk meer dan 90 % van de stikstof verwijderen. Een gedeelte van de zuurstof die nodig was voor de nitrificatie komt intussen ten goede aan de stabilisatie van het slib.

Afhankelijk van het systeem van defosfateren kan men bij:

- vóór-flocculatie 80 - 85 % van de fosfor verwijderen;
- simultane-flocculatie 95 - 95 % van de fosfor verwijderen;
- na- of post-flocculatie 95 % en meer van de fosfor verwijderen.

Conclusies

- a. Stikstof kan pas dan in de nitraatvorm overgaan als de organische koolstof is geoxydeerd.
- b. De nitrificerende flora kan eerst dan tot ontwikkeling komen bij temperaturen

die niet lager zijn dan circa 10 °C en een zuurstofgehalte dat niet geringer is dan 1 mg/l.

- c. Nitrificatie treedt op bij slibbelastingen die slechts enigszins hoger zijn dan die welke moeten worden aangehouden om gedeeltelijk aërobe stabilisatie te verkrijgen; de slibleef tijd en de temperatuur zijn van grote betekenis.
- d. Met het afgescheiden slib kan hooguit circa 30 % van de in afvalwater aanwezige stikstof en maximaal rond 40 % van de aanwezige fosfor worden verwijderd.

5. Verwijdering van pathogene organismen en virussen

In 100 ml huishoudelijk afvalwater bevinden zich 10^6 - 10^8 darmbacteriën. Een groot deel daarvan bestaat uit de in het algemeen onschuldige coli-bacteriën. In faeces kunnen ook aanwezig zijn bacteriën die darmziekten veroorzaken, zoals tyfus, paratyfus (*salmonellae*) in verschillende vormen en dysenterie-bacillair alsmede tuberkelbacillen en virussen, waaronder de veroorzakers van kinderverlamming en geelzucht, en wormeieren van bijv. lint- en spoelwormen, en kleine ingewandwormen. Bovendien kan contact met afvalwater onder meer huidaandoeningen tot gevolg hebben. De aanwezigheid van coli-bacteriën wijst op faecale verontreiniging en houdt de mogelijkheid in dat pathogene bacteriën en virussen aanwezig zijn. Door onderzoek en door statistische bewerking van de gevonden resultaten volgens de Most Probable Number (MPN)-methode kan men het meest waarschijnlijke aantal coli-organismen berekenen. Door een goede biologische zuivering van huishoudelijk afvalwater is een reductie van het aantal coli-bacteriën te verkrijgen die de 90 - 95 % overtreft.

De wormeieren zullen voor het overgrote deel met het afgescheiden slib uit het afvalwater worden verwijderd.

Kampelmacher en Van Noorle Jansen stellen dat onder normale omstandigheden in het effluent van de rioolwaterzuiveringsinrichting met hoogbelaste oxydatiebedden te Utrecht circa 100 salmonellakiemen per 100 ml aanwezig zijn; ten opzichte van het ruwe afvalwater wordt een reductie van rond 90 % verkregen [12]. Zij vonden bij een tweetal oxydatiesloten een één- tot tweedecimalige reductie en een enkele maal een driedecimalige, waaruit blijkt dat het reducerende vermogen met betrekking tot salmonellae niet minder is dan bij een klassieke rioolwaterzuiveringsinrichting [13].

Conclusies

- a. Ofschoon de reductie van pathogene organismen en wormeieren zeer aanzienlijk kan zijn is niettemin het effluent van een biologische zuiveringsinstallatie in hygiënische zin volstrekt onbetrouwbaar.
- b. Desinfectie van het effluent dient derhalve in tal van gevallen plaats te vinden evenals bijv. pasteurisatie van uitgegist slib voordat het nat voor landbouwkundige doeleinden wordt gebruikt.

6. Samenvatting

Tabel IV geeft een indicatie van de mogelijke eliminatie van verschillende verontreinigingen die in afvalwater kunnen voorkomen met behulp van conventionele biologische zuivering [14].

Uit de tabel blijkt dat onder meer organische stof en vluchtige organische zuren in hoge mate kunnen worden verwijderd evenals nitraat en ammoniak mits de behandeling van het afvalwater daartoe is aangepast (nitrificatie - denitrificatie). Voor andere verontreinigingen is de eliminatie beperkt, onvoldoende of zeer onvoldoende, en soms (vrijwel) nihil.

De gegevens betreffende de rioolwaterzuiveringsinrichting te Utrecht werden beschikbaar gesteld door ir. M. van der Lugt en die van de rioolwaterzuiverings-

TABEL IV.

verontreiniging	eliminatie
bacteriën en virussen	xx
gesuspendeerde stoffen	x
totaal organische stof	xx - xxx
organische giftige stoffen (bestrijdingsmiddelen)	xx
anorganische zouten	—
anorganische giftige stoffen (zware metalen)	x
fosfaat	x
nitraat	xxx *)
ammoniak	xxx *)
cyanide	xxx
ureum	xxx
fenolen	xx
reuk- en smaakstoffen	—
olie	x
detergenten	x
koolwaterstoffen	x
gechloreerde koolwaterstoffen	x
vluchtige organische zuren	xxx
koolhydraten	xxx
aminozuren	
vetzuren	
eiwitten	

Verklaring:

- xxx 90 - 100 % eliminatie
 xx 50 - 90 % eliminatie
 x 10 - 50 % eliminatie
 — < 10 % eliminatie

*) Eliminatie is mogelijk als de behandeling daartoe is aangepast.

inrichting te Amsterdam-West door ir. C. F. Schuurman.

De schrijver is hen daarvoor zeer erkentelijk.

Literatuur

1. Metcalf and Eddy, Inc., *Wastewater engineering*, New York, McGraw - Hill, 1972.
2. Benzie, W. J., Larkin, H. O. and Moore, A. F., *Effects on climatic and loading factors on trickling filter performance*, Journal WPCF, Vol. 35, nr. 4, April 1963, p. 445-455.
3. Pöpel, F., *Die leistung und Berechnung von Spültropfkörpern*. Beiheft zum Gesundheits-Ingenieur, Reihe II, H. 21, Oldenbourg, München und Berlin, 1943.
4. Rincke, G., *Neuere Gesichtspunkte zur Abwasserreinigung mit Tropfkörpern*. Gas- und Wasserfach (Wasser-Abwasser), 108 Jahrg., Heft 24, 1967, p. 667-673.
5. Ball, J. E. and Humenick, M. J., *High-purity oxygen in biological treatment of municipal wastewater*, Journal WPCF, Vol. 44, nr. 1, January 1972, p. 65-75.
6. *Continued evaluation of oxygen use in conventional activated sludge processing*. US Environmental protection agency, February, 1972.
7. Albertsson, J. G. et al, *Investigation of the use of high purity oxygen aeration in the conventional activated sludge process*. Federal Water Quality Administration, Department of the Interior, Cincinnati, Ohio, May, 1970.
8. *Aeration of waste water by oxygen*. Proceedings seminar Wuppertal, 10th/11th January, 1973.
9. Hunken, K. H., *Untersuchungen über den Reinigungsverlauf und den Sauerstoffverbrauch bei der Abwasserreinigung durch das Belebtschlammverfahren*. München, Oldenbourg, 1960.
10. Downing, A. L. and Hopwood, A. P., *Some observations on the kinetics of nitrifying activated - sludge plants*. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, Vol. XXVI (1964), p. 271-288.
11. Pöpel, H. J., *Das Belebungsverfahren*. Cursus oxydatief-biologische zuivering van afvalwater, 1972-1973, Stichting Postakademische Vorming Gezondheidstechniek, Delft.
12. Kampelmacher, E. H. en Noorle Jansen, L. M. van, *Voorkomen van salmonellae in in- en effluent en de eliminatie van salmonellae tijdens de zuivering in een rioolwaterzuiveringsinstallatie*. H₂O (3) 1970, nr. 6, p. 124-126.
13. Kampelmacher, E. H. en Noorle Jansen, L. M. van, *Voorkomen en eliminatie van salmonella in oxydatiesloten*. H₂O (4) 1971, nr. 15, p. 336-338.
14. Kuiper, D. en Wechsler, R., *Hergebruik van water*. Rijswijk, Keuringsinstituut voor waterleidingartikelen KIWA, 1973.

