

Laten biologische zuiveringsprocessen zich naar temperatuur optimaliseren?

1. Inleiding

Bij het zuiveren van afvalwater komen een aantal verschillende processen voor. Bij de bestudering van deze processen blijkt de temperatuur veelal een belangrijke proces-technische parameter te zijn. De vraag doet zich voor of het mogelijk is een bepaald proces zodanig in te richten of uit te voeren dat de temperatuur een zo optimaal mogelijke waarde aanneemt.

Buiten beschouwing blijven hierbij processen die duidelijk qua temperatuur geconditioneerd zijn met de be-



IR. J. H. J. M. VAN DER GRAAF
Witteveen & Bos
raadgevend ingenieursbureau
Deventer

doeling een bepaald procesresultaat te bereiken. Voorbeelden hiervan worden vooral gevonden op het gebied van de slibbehandeling, zoals de pasteurisatie (70 °C), thermische conditionering (150-250 °C), drogen (70 °C), verbranden (900 °C), en het vriezen (0 °C) van zuiveringsslib.

Een tussengeval bij de indeling is de anaërobe slibbehandeling. Bij dit proces heeft lange tijd weinig temperatuurconditionering plaatsgevonden. Een voorbeeld hiervan is de koude gistingstank (een of meer traps) met lange verblijftijden. Toen de relatie werd ontdekt tussen de reaktiesnelheid van de organismen, verantwoordelijkheid voor de afbraak van de organische slibstoffen, en de temperatuur, bleek dat bij hogere temperaturen het proces aanzienlijk sneller verloopt. Kortere verblijftijden zijn mogelijk (zie afb. 1) door het inrichten van het proces bij een optimale temperatuur (ca. 32 °C). De conditionering van de temperatuur vindt plaats door isolatie van de slibgistingstanks; eventueel door toepassing van speciale bouwvormen. Tevens wordt aan het systeem warmte toegevoegd om de aanwezige warmteverliezen op te vangen, die vooral een gevolg zijn van het verschil in warmte-inhoud tussen het in- en afgevoerde slib. De benodigde warmte vindt meestal zijn oorsprong in het in het systeem opgewekte gistingsgas.

Uit het voorgaande voorbeeld is het duidelijk dat er mogelijkheden bestaan tot temperatuuroptimalisatie. De vraag is nu of er elders bij zuiveringsprocessen mogelijkheden tot, eventueel gedeeltelijke, optimalisatie naar de temperatuur bestaan. Juist dit soort vragen kunnen worden gesteld bij het maken van een ontwerp voor een rioolwaterzuiveringsinrichting volgens de methode van de *Technology Assessment*.

Hierbij wordt een aantal belangrijke zaken in detail uitgezocht in zgn. aspectenstudies. Bij het uitwerken van dit aspect van temperatuuroptimalisatie zal in het bijzonder worden ingegaan op de mogelijkheid gebruik te maken van de warmte die bij biologische oxydatie van organische stoffen vrijkomt.

Nader zullen worden beschouwd het actief slibproces met speciale aandacht voor de afkoeling door beluchtingssystemen, de oxydatiebedden waarbij de overdekking aandacht verdient, en de gescheiden aërobe slibstabilisatie met toepassingsmogelijkheden bij hogere temperaturen dan de omgevingstemperatuur.

2. Temperatuurafhankelijkheid

De temperatuurafhankelijkheid kan voor diverse processen beschouwd worden, de voornaamste zijn het actief-slibproces, de oxydatiebedden, de aërobe slibstabilisatie en enige fysische processen.

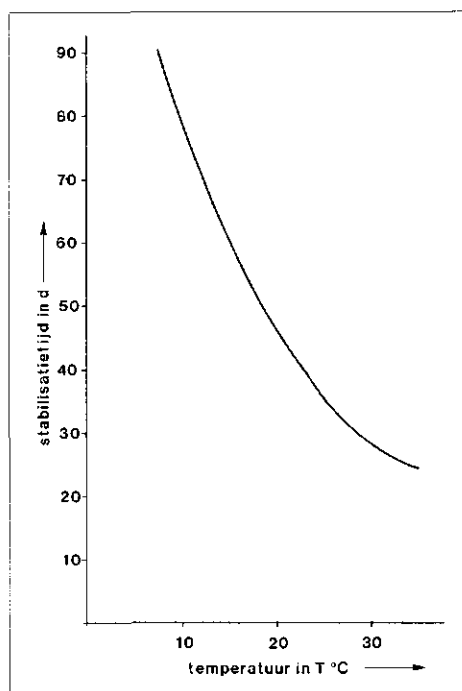
2.1. Actief-slibproces

Voor biochemische processen geldt in meer of mindere mate de wet van Arrhenius, inhoudende dat de reaktiesnelheid ca. 2 maal zo groot is bij een temperatuurstijging van 10 °C.

Wat betreft de werking en procesresultaten van het actief-slibproces treedt de temperatuurafhankelijkheid op terwijl ook het vermogen tot adaptatie bij verandering van temperatuur een rol speelt.

Beschouwen wij de *BOD-verwijdering* d.m.v. het actief-slibproces dan wordt de temperatuurafhankelijkheid veelal gegeven

Afb. 1 - Stabilisatietijd versus temperatuur bij anaërobe slibstabilisatie.



als de afhankelijkheid van de reaktiesnelheidsconstante met de temperatuur [1]:

$$\frac{K_T}{K_{20}} = \alpha^{(T-20)} \quad (1)$$

$$K_{20}$$

waarin:

K_T = de reaktiesnelheidsconstante bij temperatuur T °C;

K_{20} = de reaktiesnelheidsconstante bij temperatuur 20 °C;

α = temperatuurcoëfficiënt.

De faktor α heeft voor de diverse uitvoeringsvormen van het actief-slibproces verschillende waarden.

Theoretisch zou uit de bovengenoemde wet van Arrhenius een waarde van 1,085 volgen.

Voor conventionele uitvoeringsvormen van het actief-slibproces, d.w.z. hoog of laag belaste actief-slibinstallaties geldt

$$\alpha = 1,0 - 1,02.$$

Voor oxydatievijvers is de waarde hoger; $\alpha = 1,06 - 1,08$.

Komt de temperatuur boven 30 °C dan treedt in het algemeen bij het actief-slibproces een verslechtering van de werking, BOD-verwijdering, op.

Duidelijk kenmerkt de temperatuurafhankelijkheid zich bij eenzijdige afvalwatersamenstelling (industriële afvalwater); bij een onderzoek van afvalwater van een pulp en papierfabriekeffluent [2] werd een α faktor van 1,031 - 1,046 gevonden met een optimale werking bij 37 °C.

Ten aanzien van de afhankelijkheid van de *slibindex* tot de temperatuur bestaat nog weinig eenduidigheid. In Duitsland is uit ervaringen gebleken dat de *slibindex* in de zomer groter was dan in de winter [3].

Uit Amerikaanse onderzoeken volgt een omgekeerde afhankelijkheid [4].

De *nitrifikatie*, die in laag belaste actief-slibinstallaties plaats vindt, heeft een duidelijke relatie met de temperatuur.

Door Downing is de kinetiek van de nitrifikatie uitgebreid onderzocht [5].

Voor zuivere kulturen bestaat een optimum bij 30 - 35 °C en zelfs voor de soort *Nitrobacter* (nitraatvormer) bij 42 °C.

Voor de nitrificerende flora geldt dat de groeisnelheid ca. 2 maal zo groot is bij 10 °C temperatuurstijging. Het verdwijnen van de nitrifikatie bij veel installaties in de winter kan hiermee verklaard worden.

De resultaten van dit onderzoek worden veelal uitgedrukt in termen van slibbelasting en slibleeftijd; de slibleeftijd van het systeem moet groter zijn dan de reciproke waarde van de vermeerderingssnelheid, K_M (voor *Nitrosomonas*, nitrietvormer), waarbij

$$K_M = 0,12 \cdot e^{(T-15)} \quad (2)$$

In tabel I is een en ander uitgewerkt met name ten aanzien van de minimale tempe-

ratuur waarbij met een bepaalde slibbelasting nog nitrifikatie mogelijk is.

TABEL I - Slibbelasting (leeftijd), vereist voor nitrifikatie, bij verschillende temperaturen.

slibleeftijd in dagen	slibbelasting kg BOD/kg ds d	minimale temperatuur in °C
18	0,1	5
10	0,15	10
5,5	0,25	15
3	0,3	20
1,7	0,4	25

Berekeningen met behulp van bovenstaande formules leveren in de praktijk enigszins te gunstige waarden op, wat voor sommige auteurs aanleiding is de benodigde verblijftijden tweemaal zo groot te nemen, of de slibbelasting tweemaal zo klein [6].

2.2. Oxydatiebedden

Bij de zuivering van afvalwater door middel van oxydatiebedden is de temperatuurinvloed groter dan bij het actief slibproces. De BOD-verwijdering is in de winter duidelijk minder dan in de zomer. Daarbij zijn oxydatiebedden gevoeliger voor uitwendige temperatuurveranderingen en hebben een geringer vermogen tot adaptatie. De temperatuurcoëfficiënt wordt geïndiceerd op 1,035. Volgens Hamman ligt het optimum in zuiveringsrendement bij 37 °C [7]. Oxydatiebedden kunnen ook worden toegepast in de thermofiele zone [8]. Vergelijkingen tussen de procestemperaturen 55 °C en 18 °C indiceren een duidelijke verhoogde activiteit bij hogere temperaturen maar daarnaast een dunner wordende biologische huid. Ofwel de biologische inhoud van het bed vermindert sterk bij hogere temperatuur. Hierdoor is de toepassing van hoge temperaturen minder aantrekkelijk.

2.3. Aërobe slibstabilisatie

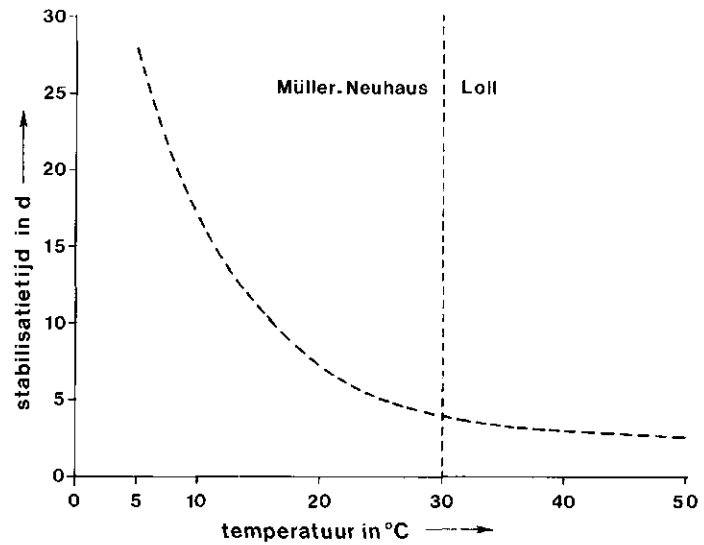
Bij de gescheiden aërobe slibstabilisatie wordt het zuiverings-slib, veelal een mengsel van primair en surplus-slib, gedurende meerdere dagen belucht om het in stabiele vorm te brengen; het eindproduct heeft een geringe neiging tot rotbaarheid.

Evenals de anaërobe slibstabilisatie is de aërobe slibstabilisatie sterk temperatuurafhankelijk. De reactiesnelheidsconstanten zijn [9]:

$$k = e^{0,0502T} - 0,034 e^{0,126T} \quad (3)$$

$$k = e^{0,0502T} - 0,008 e^{0,126T} \quad (4)$$

Bij het onderzoek naar de relatie tussen de procestemperatuur en de stabilisatietijd treedt als duidelijke moeilijkheid op: het vinden van een geschikt criterium ter



Afb. 2 - Stabilisatietijd versus temperatuur bij aërobe slibstabilisatie.

TABEL II - Benodigde tijd voor aërobe slibstabilisatie bij verschillende temperaturen.

temperatuur in °C	stabilisatietijd in dagen	
5	28	Müller-Neuhaus
10	17	
15	11	
20	7	
25	5,5	
30	4	
30	4	Loll
35	3	
50	2,5	

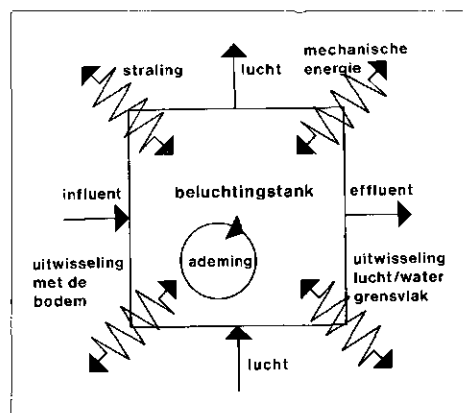
bepaling van de stabilisatiegraad. In tabel II staan de relaties, gevonden door Müller-Neuhaus [10] aangegeven.

Uit een onderzoek van Loll [11] zijn gegevens bekend over de afhankelijkheid bij hogere temperaturen en wel van 30 °C tot 60 °C (zie ook afb. 2).

2.4. Fysische processen

In het kort kan het volgende gezegd worden over de invloed van de temperatuur op het procesresultaat van fysische processen.

Afb. 3 - Model warmtestromen.



De indikking van slib is temperatuurgevoelig [12]. Bij toename van de temperatuur vinden reologische processen gemakkelijker en sneller plaats. Hieruit volgt een verbetering van de indikeigenschappen bij de toename van de temperatuur. Daartegenover vinden biologische afbraakprocessen, waarbij gasvormige producten vrijkomen met als gevolg een slechtere indikking, bij hogere temperatuur versneld plaats (rotting, denitrifikatie).

Betreffende de zuurstoftoevoer in beluchtingstanks kan ook een relatie met de temperatuur worden afgeleid. Het zuurstoftoevoervermogen (OC) wordt meestal constant verondersteld over een traject van 5 tot 25 °C.

In de praktijk is van belang de relatie tussen de zuurstofverzadigingswaarde en de temperatuur (de verzadigingswaarde is lager bij hogere temperatuur). Dit betekent dat om een bepaalde concentratie (bijv. 2 mg/l) te handhaven bij 25 °C meer energie nodig is dan bij 5 °C.

Ten aanzien van de bezinking van actief slib kan vermeld worden dat bij lagere temperatuur (ca. 2 °C) duidelijk slechtere bezinkingseigenschappen worden waargenomen. Deze verslechtering moet worden geweten aan de vermindering van de flokkulatie-eigenschappen die optreedt bij zeer lage temperaturen.

De fysische processen zullen vanwege hun geringe beïnvloedbaarheid in dit kader niet aan een nadere analyse worden onderworpen.

3. Model warmtestromen

Om tot een beter inzicht te komen over het temperatuurverloop in bepaalde proces-

sen, met name die zich afspelen in beluchtingstanks, is het zinvol een model af te leiden voor de voornaamste warmtestromen. We beperken ons eerst tot die processen die zich afspelen in beluchtingstanks (van bijv. actief slibinstallatie); voor oxydatiebedden kunnen soortgelijke vergelijkingen worden opgesteld.

In afb. 3 staat het voorgestelde model schematisch weergegeven. Beschouwen we de beluchtingstank als systeem dan zien we dat een aantal warmtestromen het systeem in en uit gaat. Op deze warmtestromen wordt nader ingegaan, de orde van grootte en belangrijkheid wordt afgeschat en tevens wordt getracht de warmtestroom op een eenvoudige mathematische wijze weer te geven.

Wat betreft het teken van de warmtestromen wordt afgesproken dat warmtestromen die leiden tot toename van de warmte-inhoud van het systeem een positief teken hebben.

3.1. Warmtestroom door afvalwater

Het afvalwater dat de beluchtingstank instroomt heeft veelal een andere temperatuur dan het mengsel dat de tank verlaat.

$$W_w = Q_w \cdot \rho_w \cdot C_w \cdot (T_{wi} - T_{we}) / 3600 \quad (5)$$

waarin

W_w = de warmtestroom door afvalwater in Watt (J/s)

Q_w = het afvalwaterdebiet in m³/h

ρ_w = het soortelijk gewicht in kg/m³

C_w = de soortelijke warmte in J/kg °C

T_{wi}, T_{we} = de temperatuur van influent, effluent in °C

In het geval van afvalwater kan worden aangenomen: $\rho_w = 10^3$ kg/m³ en $C_w = 4,2 \cdot 10^3$ J/kg °C zodat (5) wordt:

$$W_w = 1,2 \cdot 10^3 \cdot Q_w \cdot (T_{wi} - T_{we}) \quad (6)$$

Opgemerkt moet worden dat de temperatuur in beluchtingstanks van actief-slibinstallaties in de praktijk voor het grootste gedeelte bepaald wordt door de temperatuur van het aankomende afvalwater.

3.2. Warmtestroom door bodem

De warmtewisseling door de wand van de beluchtingstank met de bodem is afhankelijk van het temperatuurverschil tussen systeem en bodem, het warmteoverdragend oppervlak en de warmteoverdrachtscoëfficiënt; deze laatste geeft het totaal van de warmteoverdrachtscoëfficiënten tussen de twee media aan. In formule vorm:

$$W_b = U_b \cdot A_b \cdot (T_b - T_w) \quad (7)$$

waarin

W_b = de warmtestroom door de bodem in Watt

U_b = de warmteoverdrachtscoëfficiënt in W/m² °C

A_b = het warmte-overdragend oppervlak in m²

T_b, T_w = de temperatuur van de bodem, water in °C

De orde van grootte van de warmtestroom kan worden afgeschat aan de hand van het volgende voorbeeld:

Stel beluchtingstank, afmetingen 16 m bij 16 m, 4 m diep, inhoud 1.000 m³.

A_b , oppervlak 512 m².

Neem aan $U_b = 1$ W/m² °C.

Voorts is de temperatuur van de tank

$T_w = 15$ °C.

Als de bodemtemperatuur, T_b , 0 °C is dan is de warmtestroom maximaal:

$W_b = -7.680$ Watt.

Als alle andere warmtestromen in het systeem nul zijn, zal als gevolg van deze warmtestroom door de bodem een afkoeling van ca. 0,007 °C/h optreden.

Uit bovenstaand voorbeeld volgt dat waarschijnlijk in een groot aantal gevallen de warmtestroom door de bodem van geringe betekenis zal zijn.

3.3. Warmtestroom door mechanische energie

In de beluchtingstank kan de beluchting plaats vinden door middel van mechanische apparatuur, meestal oppervlaktebeluchters uitgevoerd als puntbeluchters of borstels.

De energie die hiermee in het water wordt gebracht is vele malen groter dan de werkelijke benodigde oplosenergie voor de zuurstof. De niet nuttig gebruikte energie dissipeert tenslotte in de microwervels als warmte.

In formulevorm:

$$W_m = C_1 \cdot N_m \quad (8)$$

waarin

W_m = de warmtetoevoer door mechanische energie in Watt

N_m = het netto vermogen van de beluchter (bijv. asvermogen) in Watt

C_1 = de fraktie van het toegevoerde vermogen dat dissipeert als warmte

We kunnen veelal stellen dat C_1 nagenoeg gelijk is aan 1:

$$W_m = N_m \quad (9)$$

3.4. Warmtestroom door luchttoevoer

Naast beluchting door oppervlaktebeluchters kan ook beluchting plaats vinden door middel van het inblazen van lucht door diffusoren. De lucht wordt in een blower samengedrukt, veelal is de druk ca. 0,5 atm. en vervolgens onder in de beluchtingstank geblazen. De boven aan het oppervlak afgevoerde lucht heeft ten opzichte van de onder in de tank ingeblazen lucht een hoeveelheid energie verloren. Deze hoeveelheid is omgezet in zuurstofoplosenergie, veelal

zeer gering, en mengenergie die tenslotte omgezet wordt in warmte.

In formulevorm:

$$W_a = C_1 \cdot N \quad (10)$$

waarin

W_a = de warmtetoevoer door luchttoevoer in Watt

C_1 = zie formule (8)

N = het netto toegevoerde vermogen in Watt

Het netto toegevoerde vermogen is gelijk aan de netto compressiearbeid bij isentropische compressie. Gaan we uit van het fijne-bellenbeluchtingssysteem op een diepte van D_L in m (ca. 4 m) en een luchthoeveelheid in m³/h, dan kan (10) omgewerkt worden tot:

$$W_a = 2,9 \cdot Q_L \cdot D_L \quad (11)$$

3.5. Warmtestroom aan lucht-water grensvlak

Aan het lucht-water grensvlak van een beluchtingstank vindt warmteuitwisseling plaats. De grootte van deze warmtestroom is afhankelijk van een zeer groot aantal factoren waaronder o.a. de temperatuur van het water, de windsnelheid, de grootte van het lucht-watergrensvlak, de mate van turbulentie aan het oppervlak en de relatieve vochtigheid van de lucht. Voor de eenvoud wordt deze warmtestroom als volgt uitgedrukt:

$$W_l = U_l \cdot A_l \cdot (T_l - T_w) \quad (12)$$

waarin

W_l = de warmtestroom aan het lucht-watergrensvlak in Watt

U_l = de warmteoverdrachtscoëfficiënt in W/m² °C

A_l = het warmteoverdragend oppervlak in m²

T_l, T_w = de temperatuur van de lucht, water in °C

In deze voorstellingswijze is A_l het oppervlak van de beluchtingstank en moet alleen nog U_l bepaald worden, die eventueel als functie van bepaalde variabelen kan worden uitgedrukt.

De orde van grootte van de warmteoverdrachtscoëfficiënt bij andere warmteuitwisselingsprocessen is ca. 10 — 100 W/m² °C. De juiste waarde van U_l trachten we te bepalen uit praktijkresultaten. We maken hierbij een scheiding tussen systemen met oppervlaktebeluchting en die met bellenbeluchting vanwege het duidelijke verschil in de turbulentieintensiteit aan het oppervlak.

Bij systemen met oppervlaktebeluchting kunnen we gebruik maken van praktijkmetingen. Op de rwz te Breda zijn tijdens het opstarten van het actief-slibproces in

januari 1973 een aantal metingen uitgevoerd van temperatuur van het in en uitgaand afvalwater en de lucht. Als gemiddelde waarde is gevonden $U_1 = 210 \text{ W/m}^2 \text{ }^\circ\text{C}$.

Deze waarde is gevonden bij een bepaalde waarde voor de beluchttingsintensiteit. Verder nemen we aan dat de warmteoverdrachtscoëfficiënt evenredig is met de beluchttingsintensiteit. Reden hiervan is dat de beluchttingsintensiteit de turbulentie aan het oppervlak bepaalt en daarmee een belangrijke grootheid in de warmteuitwisseling.

In formulevorm:

$$W_1 = 11,3 \cdot \frac{N_m}{V} \cdot A_1 \cdot (T_1 - T_w) \quad (13)$$

Bij systemen met bellenbeluchting

zal het duidelijk zijn dat de turbulentie aan het oppervlak aanzienlijk minder is dan bij oppervlaktebeluchters. We kunnen hier gebruik maken van relaties, afgeleid door Eckenfelder [13] voor matig turbulente oppervlakken (zoals beluchte lagoons). Als warmteoverdrachtscoëfficiënt kan in dit geval de gemiddelde waarde voor U_1 worden toegepast, nl. $U_1 = 25 \text{ W/m}^2 \text{ }^\circ\text{C}$.

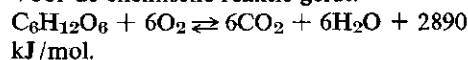
In formulevorm:

$$W_1 = 25 \cdot A_1 \cdot (T_1 - T_w) \quad (14)$$

3.6. Warmtestroom door ademing

In de beluchtingstank vinden door biologische activiteit oxydatieprocessen plaats. Organische verbindingen worden onder zuurstoftoevoer omgezet in andere organische verbindingen, kooldioxide en water, waarbij warmte vrijkomt.

Voor de chemische reactie geldt:



Door Loll [14] is voor een groot aantal biochemische omzettingen de reaktiewarmte onderzocht. Gemiddeld komt per verbruikte gram zuurstof 14,7 kJ warmte vrij.

In formulevorm:

$$W_{ox} = 4,1 \cdot OV \quad (15)$$

waarin

W_{ox} = de warmtestroom door ademing in Watt

OV = de verbruikte hoeveelheid zuurstof in $\text{kg O}_2/\text{h}$

In de praktijk kunnen we de verbruikte hoeveelheid zuurstof berekenen uit de toegevoerde hoeveelheid, die weer gelijk is aan de zgn. OC, maal het toegepaste deficiet. Ofwel:

$$W_{ox} = 4,1 \cdot OC \cdot \frac{(C_s - C)}{C_s} \quad (16)$$

waarin

C, C_s = de toegepaste en verzadigingsconcentratie van zuurstof in mg/l

OC = het zuurstoftoevoervermogen onder standaardcondities in $\text{kg O}_2/\text{h}$

3.7. Andere warmtestromen

Nog andere warmtestromen dan bovenstaande zullen optreden. Met name kan de stralingsinvloed genoemd worden. Genoemd moeten worden de diffuse zonnestraling en de atmosferische straling die temperatuurverhogend werken en de warmteuitstraling van het water die temperatuurverlagend werkt. In het algemeen is het totaal van de warmtestroming door straling gering ten opzichte van de andere warmtestromen. Voorts worden stralingswarmtestromen pas voldoende belangrijk bij systemen met zeer lange verblijftijden (groter dan 1 dag) zoals bijv. bij rivieren, meren en zeeën.

In dit kader zullen we ons beperken tot de eerste zes fenomenen. Zonodig kan bij een meer verfijnd model de stralingsinvloed afzonderlijk worden beschouwd.

Terugkerend tot het model kunnen we stellen dat bij een stationaire situatie de som van de zes warmtestromen gelijk aan nul is:

$$W_w + W_b + W_m + W_d + W_i + W_{ox} = 0 \quad (17)$$

Deze formule zullen we voor een aantal specifieke gevallen nader uitwerken.

4. Aktief-slibinstallaties

Met behulp van de afgeleide formules voor de warmtestromen kunnen een aantal berekeningen worden uitgevoerd m.b.t. de temperatuurhuishouding in beluchtingstanks van aktief-slibinstallaties.

De warmtestroom door de bodem wordt niet in de balans opgenomen. Voorts wordt een onderscheid gemaakt in de beluchttingswijze:

voor *oppervlaktebeluchting*:

$$1,2 \cdot 10^3 \cdot Q_w \cdot (T_{wi} - T_{we}) + N_m +$$

$$11,3 \cdot (N_m/V) \cdot A_1 \cdot (T_1 - T_w) + \frac{(C_s - C)}{C_s} \cdot 4,1 \cdot OC = 0 \quad (18)$$

De nog niet gespecificeerde grootheden in (18) nl. Q_w, N_m, V, A_1, OC en $(C_s - C)/C_s$ hangen af van de uitvoeringswijze van het aktief slibproces.

Voor een aantal systemen zijn in tabel III de karakteristieke grootheden nader gepreciseerd; de systemen zijn oxydatiesloot (A), laagbelaste- (B), middelmatigbelaste- (C) en hoogbelaste aktief-slibinstallatie (D).

Voorts moet opgemerkt worden dat de temperatuurinvloeden globaal gevolgd worden, d.w.z. dat we uitgaan van daggemiddelden.

(18) kunnen we als volgt omwerken:

$$T_{wi} - T_{we} = C_1 \cdot (T_{we} - T_1) - C_2 \quad (19)$$

waarbij C_1 en C_2 voor de diverse systemen verschillend zijn.

(19) geeft aan de temperatuurverandering die het influent ondervindt in de beluchtingstank, waarbij aangenomen is dat de gemiddelde temperatuur van de beluchtingstank T_w gelijk is aan de effluenttemperatuur T_{we} , hetgeen in de praktijk vrijwel altijd zo is. Beschouwen we de verandering als een temperatuurdaling dan is de eerste term aan de rechterzijde verantwoordelijk voor de warmtestroom uit het systeem als gevolg van een kouder zijn van de omgevende lucht terwijl de tweede term het opwarmeffect aangeeft zowel door mechanische energietoevoer als door de slibademing.

voor *bellenbeluchting*:

$$1,2 \cdot 10^3 \cdot Q_w \cdot (T_{wi} - T_{we}) + 2,9 \cdot Q_L \cdot D_L + 25 \cdot A_1 \cdot (T_1 - T_w)$$

TABEL III - Karakteristieke grootheden van oxydatiesloot (A), laagbelaste- (B), middelmatigbelaste- (C) en hoogbelaste (D) aktief-slibinstallatie.

	A	B	C	D
slibbelasting, k, kg BOD/kg ds d	0,05	0,2	0,4	1,0
biologische belasting, bd kg BOD/d ie	0,054	0,035	0,035	0,035
slibgehalte, ga kg ds/m ³	3	3	2,5	2,5
volume, V, m ³ /ie	0,270	0,060	0,045	0,014
debiet, gemiddeld over 24 h, inclusief regen e.d.				
Q_w , m ³ /h ie	0,010	0,010	0,010	0,010
diepte tank, D, m	3	3	3	3
oppervlak tank, A_1 , m ² /ie	0,090	0,020	0,015	0,0048
OC/load	2,5	2,5	1,5	1,0
OC/load gemiddeld	2,0	1,7	0,9	0,6
OC gemiddeld, kg O ₂ /h ie	0,0045	0,0025	0,0013	0,0009
zuurstofdeficiet	0,9	0,9	0,9	0,9
bij oppervlaktebeluchting:				
gemiddeld netto vermogen, N_m , kW/ie	0,0023	0,0013	0,0007	0,0005
bij bellenbeluchting:				
inblaasdiepte, D_L , m		3	3	3
luchtdebiet gemiddeld, Q_L , Nm ³ /h ie		0,084	0,044	0,031

TABEL IV - Formules temperatuurverloop a.s. installaties.

$$T_{wi} - T_{we} = C_1 \cdot (T_{we} - T_l) - C_2$$

systeem	slibbelasting	bij oppervlaktebeluchting		bij bellenbeluchting	
		C ₁	C ₂	C ₁	C ₂
A	0,05	0,74	1,6		
B	0,2	0,42	0,9	0,04	0,9
C	0,4	0,23	0,5	0,03	0,5
D	1,0	0,18	0,3	0,01	0,3

$$+ 4,1 \cdot OC \cdot \frac{(C_s - C)}{C_s} = 0 \quad (20)$$

Ook in het geval van bellenbeluchting is (20) voor de diverse systemen (tabel III) nader uitgewerkt. Als resultaat wordt een formule gevonden conform (19) zij het met andere constanten.

De uiteindelijke formules staan in tabel IV samengevat.

In afb. 4 staat de temperatuurafhankelijkheid bij oppervlaktebeluchting weergegeven, in afb. 5 bij bellenbeluchting.

Bekijken we de resultaten nader dan kunnen we een aantal conclusies trekken:

1. hoe lager de slibbelasting (of hoe groter de verblijftijd), hoe groter de invloed wordt van de omgevingstemperatuur op de temperatuur in de beluchtingstank;
2. de systemen met bellenbeluchting zijn minder gevoelig voor temperatuurverschillen met de buitenlucht dan systemen met oppervlaktebeluchting;
3. doordat de temperatuurverschillen tussen de lucht en de beluchtingstank onder Nederlandse condities zelden groter zijn dan 5 à 10 °C, blijven de temperatuurveranderingen voor de beschouwde systemen meestal kleiner dan ± 5 °C voor oppervlaktebeluchting en ± 1 °C voor bellenbeluchting.

Bij bovenstaande berekeningen is uitgegaan van de veronderstelling dat de systemen volgens hun ontwerpcharacteristieken werken. Is dit niet het geval bijv. door onderbelasting, overbelasting, overmatige beluchting of aanvoer van meer of minder afvalwater dan veranderen de berekende constanten. Met behulp van (18) en (20) moeten dan de juiste constanten voor de specifieke gevallen worden berekend.

Een aspekt om nader te beschouwen is het temperatuurverschil dat kan optreden ten gevolge van verschil in beluchtingssysteem.

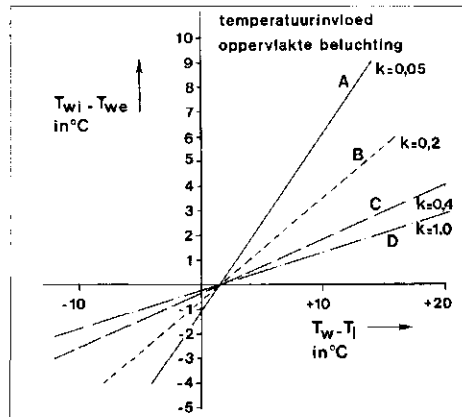
In formulevorm:

$$T_{we} (\text{bellen}) - T_{we} (\text{opp.}) = C \cdot (T_l - T_w)$$

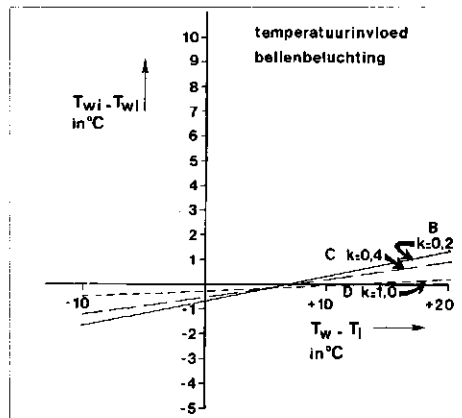
waarin (21)

$$C = 0,38 \text{ bij } k = 0,2 (B)$$

$$= 0,20 \text{ bij } k = 0,4 (C)$$



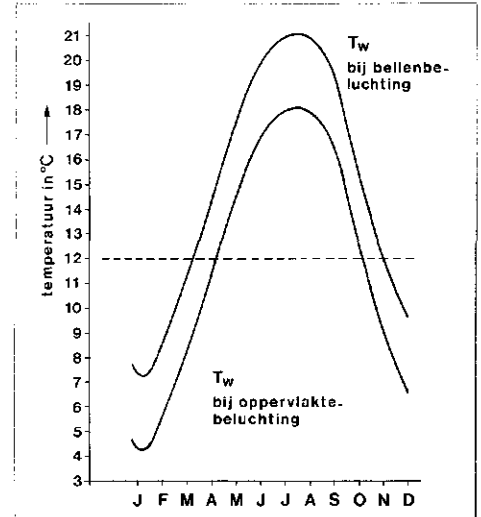
Afb. 4 - Temperatuurinvloed bij systemen met oppervlaktebeluchting; Systeem A oxydatiesloot, B laagbelaste-, C middelmatigbelaste-, D hoogbelaste actief-slibinstallatie; slibbelasting k resp. 0,05, 0,2, 0,4 en 1,0 kg BOD/kg ds d.



Afb. 5 - Temperatuurinvloed bij systemen met bellenbeluchting; systemen B, C en D.

$$= 0,15 \text{ bij } k = 1,0 (D)$$

Bij waarden voor (T_l - T_w) van 5 - 10 °C wordt het temperatuurverschil in (21) ca. 1 à 2 °C voor een slibbelasting k > 0,4 en ca. 2 à 4 °C voor slibbelasting 0,2. Wat betreft de zuiveringsresultaten is in hoofdstuk 2 naar voren gekomen dat de BOD-verwijdering een zeer geringe temperatuurafhankelijkheid vertoont zodat temperatuurverschillen in de orde van enige graden nauwelijks verschil in zuiveringsresultaat zullen opleveren. Anders is het met de nitrifikatie. Dit is slechts van belang bij het systeem met slibbelasting 0,2. Hier betekent een 3 °C



Afb. 6 - Temperatuurverloop B, met slibbelasting 0,2, bij verschillend beluchtingssysteem.

hogere temperatuur dat de nitrifikatiesnelheid ca. 20 % hoger is. Onder Nederlandse condities is in de zomer bij een slibbelasting van 0,2 nitrifikatie volop aanwezig; door de daling van de temperatuur in de winter neemt de nitrifikatie geleidelijk af en kan zelfs geheel verdwijnen; in het voorjaar komt met het hoger worden van de temperatuur van het afvalwater ook de nitrifikatie weer op gang. Als temperatuurgrens waarboven nog goede nitrifikatie optreedt kan 12 °C aangehouden worden.

Omdat bellenbeluchtingssystemen, zoals boven berekend, hogere temperaturen opleveren dan oppervlaktebeluchtingssystemen, zal ook de nitrifikatieperiode in dergelijke systemen langer zijn. Hoeveel langer, is als volgt af te schatten: in afb. 6 staat het temperatuurverloop van een 0,2 installatie met bellenbeluchting uitgezet (in dit geval rwz Amsterdam West). Voorts is het temperatuurverloop uitgekend van de installatie als deze uitgerust was geweest met oppervlaktebeluchting. Hierbij is het temperatuurverschil gedurende het gehele jaar 3 °C hetgeen zo zou zijn als de buitenlucht gedurende het gehele jaar gemiddeld 7 °C kouder is dan het afvalwater. Uit de curves blijkt dat in dit geval de nitrifikatieperiode bij het bellenbeluchtingssysteem ca. 2 maanden langer is dan bij het oppervlaktebeluchtingssysteem.

5. Oxydatiebedden

Bij oxydatiebedden is de situatie enigszins anders dan bij beluchtingstanks. Het lucht-watercontact ten behoeve van de zuurstofoverdracht geschiedt door de zgn. natuurlijke trek van de lucht door het bed. Voorts heeft warmtetransport plaats aan het boven-

oppervlak van het bed waar de versproeiing van het influent wordt gerealiseerd.

De warmtebalans kan als volgt worden opgesteld:

$$W_w + W_b + W_1 + W_{ox} + W_1^* = 0 \quad (22)$$

waarin

W_1^* = de warmtestroom door lucht-water contact in het bed in Watt

de andere warmtestromen gedefinieerd zijn en als in hoofdstuk 3.

Voor de warmtestromen geldt:

$$W_w = 1,2 \cdot 10^3 \cdot Q_w \cdot (T_{wi} - T_{we})$$

W_b wordt buiten beschouwing gelaten (zie 3).

$$W_1 = U_1 \cdot A_1 \cdot (T_1 - T_w)$$

waarin

A_1 = het bovenoppervlak van het oxydatiebed in m^2

U_1 = de warmteoverdrachtscoëfficiënt aan het oppervlak in $W/m^2 \cdot ^\circ C$

U_1 moet nader bepaald worden uit metingen in de praktijk.

Voor het geval rwz Tubbergen (tweetraps oxydatiebedden, 2 m hoog) is uit een groot aantal temperatuurmetingen over 1974 een gemiddelde waarde gevonden $U_1 = 47 W/m^2 \cdot ^\circ C$ voor 1 maal versproeien.

Daarom $U_1 = 47 \cdot (1 + R)$ (R = recirculatiefactor)

$$W_{ox} = 4,1 \cdot OV.$$

Om W_1^* af te schatten moet eerst nader ingegaan worden op de luchtcirculatie in het oxydatiebed.

De luchtcirculatie kan in twee richtingen plaatsvinden:

a. opwaartse stroming; het afvalwater c.q. oxydatiebed is in de winter warmer dan de buitenlucht; de lucht in het oxydatiebed wordt opgewarmd en stijgt op (schoorsteeneffect);

b. neerwaartse stroming; het afvalwater c.q. oxydatiebed is in de zomer kouder dan de buitenlucht; de lucht in het oxydatiebed wordt afgekoeld en zakt.

Op sommige dagen kan het temperatuurverloop van de buitenlucht zodanig zijn dat 's nachts effect a optreedt en overdag effect b.

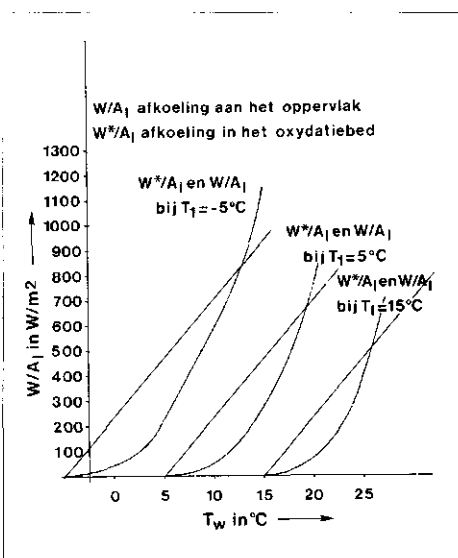
De luchthoeveelheid is in formulevorm:

$$Q_1 = 1,25 \cdot 10^3 \cdot (T_w - T_1 - 1,9) \cdot A_1 \quad (23)$$

waarin Q_1 de luchthoeveelheid in m^3/sek .

Tijdens de luchtcirculatie vindt warmte-uitwisseling plaats tussen de lucht en het water.

Tevens zullen verdampings- of condensatieverschijnselen plaatsvinden. Verdamping zal vooral optreden bij zeer lage buitentemperaturen en hoge oxydatiebedtemperatuur. De warmtestroom W_1^* wordt:



Afb. 7 - Warmtestromen aan het oppervlak van het oxydatiebed en in het oxydatiebed.

$$W_1^* = Q_1 \cdot \rho_1 \cdot C_1 \cdot (T_{li} - T_{lu}) + Q_1 \cdot \Delta W \cdot vdw \quad (24)$$

waarin

ρ_1 = de soortelijke massa van de lucht in kg/m^3

C_1 = de soortelijke warmte in $kJ/kg \cdot ^\circ C$

T_{li}, T_{lu} = de luchttemperatuur bij in- en uitkomen van het bed

ΔW = de afname van de waterdamphoeveelheid in kg/m^3

vdw = de verdampingswarmte van water in kJ/kg

Na substitutie van (23) in (24) en invullen van getalwaarden voor ρ_1, C_1 en vdw :

$$W_1^* = 1,6 \cdot A_1 \cdot (T_w - T_1 - 1,9) \cdot (T_{li} - T_{lu}) + 2,8 \cdot 10^3 \cdot A_1 \cdot W \cdot (T_w - T_1 - 1,9) \quad (25)$$

De orde van grootte van W_1^* kan worden afgeschat door deze te vergelijken met W_1 . Dit is gedaan in afb. 7. Aangenomen is dat $T_{li} = T_1$, dat $T_{lu} = T_w$ en dat de ingaande lucht 100 % verzadigd is. Uitgezet is dan

TABEL V - Temperatuurberekeningen oxydatiebedden.

biologische belasting, kg BOD/d ie	0,035	0,035	0,035	0,035
hydraulische belasting, m^3/d ie	0,240	0,240	0,240	0,240
Q_w , m^3/h ie	0,010	0,010	0,010	0,010
volumebelasting, kg BOD/ $m^3 d$	0,175	0,35	0,70	1,05
volume, m^3/ie	0,200	0,100	0,050	0,033
hoogte bed, m	2	2	2	2
oppervlakte, $A_1 m^2/ie$	0,100	0,050	0,025	0,017
oppervlaktebelasting, $m^3/m^2 h$	0,10	0,40	0,80	1,50
recirculatieverhouding, R	0	1	1	1,55
zuurstofverbruik, kg O_2/d ie	0,080	0,060	0,040	0,030
$0,04 \cdot A_1 \cdot (1 + R) / Q_w$	0,40	0,40	0,20	0,18
$3,5 \cdot OV \cdot / Q_w$	1,17	0,88	0,58	0,44
afkoeling, als $T_w - T_1$ groter dan $^\circ C$	2,9	2,2	2,9	2,4
als $T_w - T_1 = 5^\circ C$; afkoeling in $^\circ C$	0,8	1,1	0,4	0,5
als $T_w - T_1 = 10^\circ C$; afkoeling in $^\circ C$	2,8	3,1	1,4	1,4

W_1/A_1 en W_1^*/A_1 versus T_w , temperatuur van de oxydatiebedinhoud, met T_1 als variabele.

Uit afb. 7 blijkt dat de warmtestroom in het oxydatiebed meestal klein is t.o.v. de warmtestroom aan het oppervlak. Pas bij grote temperatuurverschillen ca. $15^\circ C$ of meer, wordt W_1^* groter dan W_1 . Geconcludeerd kan worden dat onder normale condities de voornaamste afkoeling zal plaatsvinden aan het oppervlak van het oxydatiebed.

Binnen bepaalde grenzen kan (22) vereenvoudigd worden tot:

$$T_{wi} - T_{we} = [0,04 \cdot A_1 (1 + R) \cdot (T_w - T_1) - 3,5 \cdot OV] / Q_w \quad (26)$$

Deze formule kan verder gebruikt worden voor temperatuurberekeningen in oxydatiebedden (zie tabel V).

Ter vermindering van het afkoeleffect aan het bovenoppervlak kan een oxydatiebed afgedekt worden. Het bed zal dan meer de temperatuur van het afvalwater aannemen. De voornaamste afkoelende warmtestroom zal dan de al dan niet geforceerde luchtstroom door het bed zijn. Nadeel van overdekking is het optreden van lagere temperaturen in de zomer. Ten aanzien van de invloed op het zuiveringsresultaat bij overdekking van een oxydatiebed lopen de meningen in de literatuur nogal uiteen [15]. Overdekking is gunstig bij hoge organische belasting, aangerot afvalwater, extreem lage of hoge buitenluchttemperaturen, of ligging van de installatie dichtbij bewoonde gebieden. In het algemeen kan worden gesteld dat in de winter een geringe verbetering t.o.v. niet overdekte oxydatiebedden wordt gevonden.

Naast het zuiveringsresultaat is nog van belang, dat door overdekking de ventilatie in een bed kan worden verbeterd en tevens stank en overlast door vliegen kunnen worden tegengegaan.

6. Aërobe slijbstabilisatie

Met behulp van het eerder afgeleide model voor warmtestromen kunnen ook berekeningen worden uitgevoerd in het geval van gescheiden aërobe slijbstabilisatie.

Bij dit proces wordt meestal gesteld [10, 16], dat de systeemtemperatuur gelijk is aan de temperatuur van de omgeving vanwege de lange verblijftijden, die meestal meer dan 10 dagen bedragen. Hierdoor is in koude tijden de benodigde stabilisatietijd zodanig lang, ca. 20 à 30 dagen, dat dit aspect de toepassing van aërobe slijbstabilisatie zeer onaantrekkelijk maakt.

Een manier om hogere procestemperaturen, en dus kortere stabilisatietijden, kleinere tanks, toe te passen is de overdekking van de stabilisatietank.

Een voorbeeld hiervan is te vinden bij de aërobe slijbstabilisatietanks op de rioolwaterzuiveringsinrichting Almelo.

3 tanks, van 15 m bij 15 m en ca. 3 m diep, waarvan momenteel 1 in bedrijf, zijn overdekt door een gebouw van ca. 18 m bij 50 m en ca. 6 m hoog. Dagelijks wordt ca. 60 m³ vers slijb, een mengsel van surplus- en primair-slijb, met een indikgraad van ca. 4 % ds in de tank gepompt.

Bij een inhoud van 600 m³ is de gemiddelde verblijftijd ca. 10 dagen. De beluchting geschiedt door middel van een oppervlaktebeluchter met een maximaal vermogen van 45 kW. De gemiddelde energietoevoer is ca. 30 kW.

Formule (17) kan worden toegepast:

$$1,2 \cdot 10^8 \cdot Q_w \cdot (T_{wi} - T_{we}) + N_m + 11,3 \cdot (N_m/V) \cdot A_1 \cdot (T_1 - T_w) + 4,1 \cdot OC \cdot \frac{(C_s - C)}{C_s} = 0 \quad (27)$$

Verdere uitwerking geeft:

$$2,9 \cdot (T_{wi} - T_{we}) + 30 + 0,0113 \cdot (T_1 - T_w) + 157 = 0 \quad (28)$$

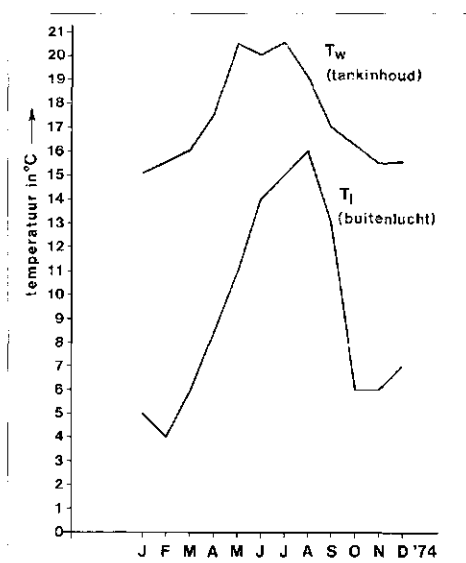
Hieruit blijkt dat de voornaamste opwarmende warmtestromen zijn de mechanische energietoevoer (30 W) en de slijbademing (157 W).

De invloed van de slijbtemperatuur is gering; als $(T_{wi} - T_{we})$ ca. 10 °C zou zijn dan is de warmtestroom nog gering t.o.v. de andere. In de praktijk blijkt $(T_{wi} - T_{we})$ — 2 à — 5 °C te zijn.

Verwaarlozen wij de eerste term dan volgt uit (28)

$$T_w - T_1 = 1,7 \text{ °C} \quad (29)$$

Dit betekent dat in een evenwichtssituatie de temperatuur van de tankinhoud altijd ca. 2 °C hoger is dan de omgevingstempe-



Afb. 8 - Temperatuurinvloed van de aërobe slijbstabilisatietank en van de buitenlucht; rwz Almelo.

atuur. Doordat de tank voorzien is van een overkapping kan de warmteafvoer door de lucht afgeremd worden.

In het gebouw is de temperatuur ca. 2 °C lager dan in de tank. De luchtverversing moet zodanig zijn dat dit temperaturniveau gehandhaafd blijft. In de praktijk betekent dit dat in de zomer ruime ventilatie mogelijk is en in de winter slechts geringe ventilatie toegestaan mag worden om de procestemperatuur voldoende hoog te houden.

In afb. 8 staan de temperatuurcurven over 1974 uitgezet. Duidelijk blijkt dat in het geval van overkapping procestemperaturen hoger dan 15 °C mogelijk zijn, zodat relatief korte stabilisatietijden toegepast kunnen worden.

In dit kader is het nog interessant te wijzen op twee andere methoden van temperatuur optimalisatie bij het aërobe slijbstabilisatieproces. De eerste [17] berust op het zgn. wassen van de stabilisatietank met relatief warm waswater, effluent, waarbij grote hoeveelheden benodigd zijn. De tweede [11] komt neer op het volledig isoleren van de tank ten einde de vrijkomende reactiewarmte zo optimaal mogelijk te gebruiken. Door de hoge procestemperatuur van 45 °C, zonder toevoer van enige warmte van buitenaf, kan met korte verblijftijden in de orde van 2 à 3 dagen worden volstaan.

7. Conclusies

Aan het slot van deze aspectstudie zijn een aantal conclusies te trekken:

1. Een model voor warmtestromen in beluchtingstanks kan worden opgesteld;

berekeningen en afschattingen zijn hiermee mogelijk.

2. Systemen met bellenbeluchting zijn minder gevoelig voor omgevingstemperatuur dan systemen met oppervlaktebeluchting; slechts in het geval van een slijbelasting van $k = 0,2 \text{ kg BOD/kg ds d}$ is onder Nederlandse condities een verschil in zuiveringsresultaat te verwachten, nl. een enigszins langere nitrificatieperiode bij toepassing van bellenbeluchting.

3. Bij oxydatiebedden vindt afkoeling vooral aan het bovenoppervlak plaats. Overdekking levert een enigszins beter zuiveringsresultaat op. Vooral vanwege secundaire voordelen zoals hygiëne en stankbeperking kan overdekking aanbevelenswaardig zijn.

4. Het aërobe slijbstabilisatieproces kan bij hogere temperaturen dan de omgevingstemperatuur worden uitgevoerd, hetgeen vooral bij winterse condities tot een aanzienlijke reductie in stabilisatietijd en tankinhoud kan leiden. Dit is te realiseren door overdekking van de stabilisatietanks.

Literatuur

- Eckenfelder, W. W. *Theory of biological treatment of trade wastes*. J. Water Poll. Contr. Fed. (1967) No. 2, blz. 240 - 250.
- Carpenter, W. L., Vamvakias, J. G. and Gellman. *Temperature relationships in aerobic treatment and disposal of pulp and paper wastes*. J. Water Pol. Contr. Fed. (1968) No. 5, blz. 733-740.
- Die Biologische Reinigung von Industrieabwasser nach dem Belebungsverfahren*. Bonn, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, 1970 Techn. Wissensch. Schriftenreihe der Abwassertechn. Heft 1.
- Benedict, A. H. and Carlson, D. A. *Rational assessment of the Streeter-Phelps temperature coefficient*. J. Water Poll. Contr. Fed. (1974) No. 7, blz. 1792 - 1799.
- Downing, A. L., Painter, H. A. and Knowles, G. *Nitrification in the activated-sludge process*. J. Inst. Sew. Purif. (1964) blz. 130-158.
- Dickinson, D. *Practical waste treatment and disposal*. London, Applied Science Publ., 1974.
- Hamman, S. *Untersuchungen über Leistung und Bemessung von Tropfkörpern*. München, Oldenburg, 1968 Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Heft 36.
- Loll, U. *Stabilisierung hochkonzentrierter organischer Abwässer und Abwasserschlämme durch aërob-thermophile Abbauprozesse*. Darmstadt, U. Loll, 1974, Dissertation.
- Pöpel, F. and Ohnmacht, Ch. *Thermophilic bacterial oxidation of highly concentrated substrates*. Water Research (1972) No. 7, blz. 807-815.
- Müller-Neuhaus, G. *Die getrennte aerobe Schlammstabilisierung*. Gas- und Wasserfach, Wasser-Abwasser (1971) H. 8, S. 392-395.
- Loll, U. *Stabilisierung hochkonzentrierter organischer Abwässer und Abwasserschlämme durch aërob-thermophile Abbauprozesse*. Gas- und Wasserfach, Wasser-Abwasser (1974) H. 4, S. 191-198.
- Sparr, A. E. and Grippi, V. *Gravity thickeners*

for activated sludge. J. Water Poll. Contr. Fed. (1969) No. 11, blz. 1886-1904.

13. Eckenfelder, W. W. *Water quality engineering for practicing engineers.* N. Y. Barnes & Noble, 1970.

14. Loll, U. *Neue Aspekte zur getrennten aeroben Schlammstabilisation.* Korrespondenz Abwasser (1974) No. 6, S. 135-140.

15. *A literature search and critical analysis of biological trickling filter studies.* Dow Chemical Company. Washington, USGPO, 1971.

16. Adams, C. E., Eckenfelder, W. W. and Stein, R. M. *Modifications to aerobic digester design.* Water Research (1974) No. 4, blz. 213-218.

17. Mucsy, G. *VITUKI Forschungsanstalt für Wasserwirtschaft.* In: *Berichte der Abwassertechnischen Vereinigung* (1973) Nr. 27, blz. 123-129.

