

De oxydatiesloot

Inleiding en ontwerpgrondslagen

Het onderzoek dat in 1953 werd aangevangen door het Instituut voor Gezondheidstechniek TNO naar een methode van zuivering van beperkte hoeveelheden afvalwater tegen aanvaardbare jaarlijkse kosten, heeft geleid tot de ontwikkeling van de oxydatiesloot.

De gedachte, die aan de behandelingsmethodiek ten grondslag lag, was het zuiveringsproces tot één enkele fase te vereenvoudigen.

Dit hield in, dat het ruwe afvalwater zonder voorbehandeling i.c. de toepassing van een bezinkingsproces aan een oxydatief-biologische zuivering d.m.v. actief-slib werd onderworpen en wel zodanig, dat anaërobie slibbehandeling achterwege kon blijven.

Daarvoor zijn nodig:

1. een lage slibbelasting;
2. een geringe inhoudsbelasting van de aeratieruimte;
3. een ruime zuurstoftoevoer.

Indien aan deze factoren wordt voldaan, kan het in de aeratieruimte aanwezige slib zoveel zuurstof opnemen, dat het in voldoende mate wordt gemineraliseerd en er derhalve gestabiliseerd spuislib uit het systeem kan worden geloosd.

De dissimilatie van de organische stoffen vindt plaats onder aerobe omstandigheden met als resultaat oxydatie van deze stoffen tot anorganische eindprodukten, zoals water, kooldioxide en nitraten. Daarbij komt energie vrij die de micro-organismen voor hun levensfuncties nodig hebben.

Bij de assimilatie worden uit de organische stoffen nieuw celmateriaal gevormd en reservestoffen, die in de cellen worden opgeslagen.

Daarvoor wordt een deel van de energie gebruikt die bij de dissimilatie ontstaat.

Deze processen zijn in afb. 1 schematisch aangegeven (volgens McCarthy en Brodersen).

Indien de afbreekbare organische materialen geliquideerd zijn vindt er geen assimilatie meer plaats.

Voor de instandhouding van het leven moet de dissimilatie voortgaan. Om energie te verkrijgen worden eerst de reservestoffen omgezet. Daarna staan de micro-organismen slechts de eigen celstoffen voor de dissimilatie ter beschikking. Hiermede is de fase van de endogene ademing bereikt. Een deel van het gevormde celmateriaal blijft als niet afbreekbare organische rest bestaan.

In een oxydatiesloot worden zodanig geringe hoeveelheden substraat aan de micro-organismen aangeboden, dat het grootste deel direct geoxydeerd wordt en daardoor slechts een geringe hoeveelheid nieuw celmateriaal ontstaat (slibgroei), die nauwelijks nog rotbare organische stoffen bevat. Een andere methode om reductie en stabilisatie van slib te verkrijgen is een gescheiden behandeling van slib, dat zonder toevoeging van voedingsstoffen zolang wordt belucht, dat alle afbreekbare organische stoffen geoxydeerd worden en nog slechts endogene ademing kan plaatsvinden. Men spreekt dan van gescheiden slibstabilisatie.

De eerste oxydatiesloot, die als proefinstallatie in 1958

werd aangelegd, is die te Voorschoten, gebouwd voor een capaciteit van 400 inwoners.

Voor de oxydatiesloot werd een volume gekozen van 0,3 m³ per dagelijks toegevoerde 54 g BOD₅²⁰, terwijl het slibgehalte g_a werd gesteld op 4 kg droge stof per m³ aeratieruimte*).

Dit houdt in een dagelijkse toevoer van 54 g BOD per 0,3 x 4 = 1,2 kg droge stof.

Hiervan uitgaande vindt men een slibbelasting

$$k = \frac{B}{g_a} = \frac{0,054}{1,2} = 0,045 \left[\frac{\text{kg BOD}}{\text{kg droge stof}} \right]$$

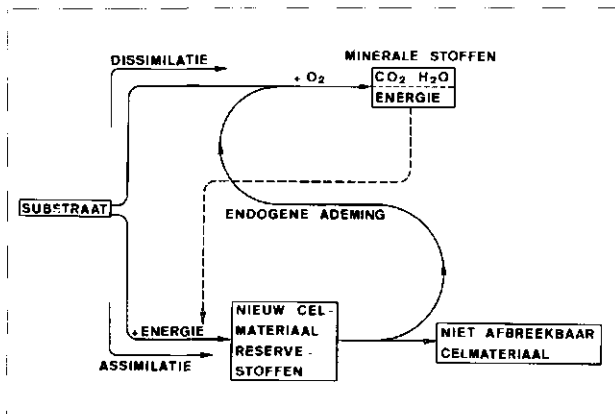
De verhouding van het nodige zuurstoftoevermogen OC (kg O₂/d) tot de aangevoerde BOD-belasting B (kg BOD/d), d.w.z. OC/B of de OC/load, werd gesteld op 2. Met als uitgangspunten een slibbelasting $k = 0,05$ d.i. ca. 1/10 van de slibbelasting in een conventionele actief-slibinstallatie en een waarde van g_a van 3,5 - 4,5 kg/m³ worden in het algemeen geen moeilijkheden met het actief-slib en het reukloos drogen van spuislib ondervonden.

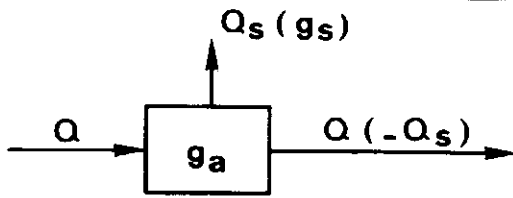
Samen met de criteria dat aan volume in de aeratieruimte 0,3 m³ per dagelijks toegevoerde 54 g BOD (inwoner-equivalent, i.e.) aanwezig moet zijn en voor een ruime zuurstoftoevoer moet worden gezorgd (OC/B = 2 - 2,5), zijn dit de condities waaraan een oxydatie- of pasveersloot moet voldoen, kortweg gezegd de pasveerscondities.

De oxydatiesloot van Voorschoten werkt discontinu. De bezinking van het actief-slib vindt, nadat de beluchtingsrotor is stilgezet, in het beluchtingscircuit plaats. Het gezuiverde water wordt na zekere tijd uit het circuit afgelaten of door de aanvoer van ruw rioolwater daaruit verdrongen. Van tijd tot tijd zal spuislib uit het systeem moeten worden verwijderd. In afb. 2 is de aanvoer van ruw afvalwater Q m³/h en de afvoer van spuislib Q_s m³/h weergegeven.

*) In het volgende wordt met BOD steeds bedoeld BOD₅²⁰.

Afb. 1





Afb. 2

Door de toepassing van een hoofdcircuit en twee zijcircuits kan een continue aanvoer van ruw rioolwater en een continue afvoer van gezuiverd water worden verkregen, waarbij het bezinkingsproces gedurende zekere tijd in het ene zijcircuit en vervolgens in het andere zijcircuit plaatsvindt.

Ook kunnen delen van het circuit als bezinkingsruimten worden benut. In de loop der jaren ontstond een aantal vernuftige oplossingen. Intelligente oplossingen werden bovendien bedacht voor afvoerconstructies voor effluent, zoals zelfaanslaande hevels, op en neer beweegbare flexibele buiseinden, verstelbare- en kanteloverlaten, alsmede van middelen om zijcircuits e.d. in samenhang met de werking van beluchtingsrotoren af te sluiten of te openen.

Bovendien werden oxydatiesloten gebouwd met bezinkingstanks waarbij een functiesplitsing tussen aeratie en scheiding van actief-slib en gezuiverd afvalwater werd ingevoerd.

De uitvoeringswijzen veranderden daarenboven zodanig, en dat geldt in het bijzonder voor de carousel, dat men niet meer van een sloot kan spreken.

Uit het volgende blijkt hoe de onderscheiden dimensioneringsgrootheden met elkaar verband houden.

Indien de inhoud $v_a m^3/i.e.$ is en I het aantal inwoner-equivalenten, moet de totale inhoud van het systeem zijn: $V_a = v_a I m^3$.

De slibvoorraad is $V_a g_a = v_a I g_a m^3$.

Wanneer het BOD-getal per inwoner-equivalent per dag b kg is, is de totale BOD-belasting van het systeem $B_d = b I$ kg BOD/d.

Derhalve is de slibbelasting:

$$k = \frac{B_d}{V_a g_a} = \frac{bI}{v_a I g_a} = \frac{b}{v_a g_a} \quad \text{of } v_a = \frac{b}{k g_a}$$

Met $k = 0,05$, $b = 0,054$ kg/i.e. en $g_a = 3,6$ kg/m³ volgt hieruit: $v_a = 0,3$ m³.

Bij een DWA van 0,1 m³/i.e. per dag is de verblijftijd $T_a = 3$ dagen.

De hydraulische belasting: $A = \frac{0,1}{0,3} = 0,33$ m³/m³.d.,

indien men de hoeveelheid spuislib Q_s die gering is t.o.v. de hoeveelheid ruw afvalwater Q verwaarloost.

Het is duidelijk, dat bij neerslag de verblijftijd T_a zal dalen en de hydraulische belasting A zal toenemen. Uit het systeem wordt aan spuislib geloosd Q_s m³/h met een drogestofgehalte g_s kg/m³ (zie afb. 2).

Stelt men de hoeveelheid spuislib op 0,03 kg/i.e., d.w.z. $0,03 \times 1/0,3 = 0,1$ kg/m³, dan is de slibleeftijd:

$$\frac{3,6}{0,1} = 36 \text{ dagen.}$$

Uit de oxydatiesloot, de „extended aeration” met een

aeratielijktijd van 24 uur en de „contact stabilisation”, die in de VS vrijwel gelijktijdig werden ontwikkeld, ontstonden wijdvertakte toepassingen die helaas ook wanneer zij afwijken van de uitgangspunten van Pasveer dikwijls onder de noemer oxydatiesloot worden gebracht.

Aantrekkelijke eigenschappen van oxydatiesloten zijn:

- de lage belastingen, waardoor stootbelastingen naar aard en hoeveelheid kunnen worden gebufferd in een ruim bemeten systeem. Deze bufferwerking is gegarandeerd met een BOD-belasting van ca. 0,15 à 0,22 kg BOD/m³.d.;
- de geringe slibbelasting van 0,05 kg BOD/kg droge stof, waardoor slibmineralisatie optreedt, zodat anaerobe slibbehandeling achterwege kan blijven;
- de eenvoudige bedrijfsvoering;
- het geringe toezicht op het proces;
- de kwaliteit van het effluent: naast een hoge BOD-reductie van 95-98 % en een COD-vermindering van 90-95 % zal een aanzienlijke ammoniakreductie optreden.

Zeer belangrijk is de weinig opvallende verschijningsvorm van oxydatiesloten, die harmonieus in het landschap kunnen worden opgenomen, hetgeen in ons verstedelijkende land van grote, toenemende betekenis is. Daarenboven is opmerkelijk dat gewoonlijk een groter zuiveringseffect wordt verkregen dan met andere methoden mogelijk is en wel tegen lagere kosten.

Bij een slibbelasting van 0,05 droogt het spuislib gewoonlijk zonder stankbezwaren die evenmin optreden als het slib in silo's wordt verzameld.

De slibbelasting mag niet onder 0,02 dalen, omdat er dan geen actief-slibvlokken meer gevormd worden en de aanwezige vlokken degenereren. Het zuiveringsresultaat zal door het opdrijven van slibdeeltjes verminderen [1].

Indien de slibbelasting tussen 0,05-0,1 is treedt er gedeeltelijke slibstabilisatie op. Naarmate de slibbelasting de waarde 0,1 meer benadert kunnen in verhoogde mate stankbezwaren optreden als het slib op droogvelden wordt gedroogd en zeker als het in silo's moet worden opgeslagen. Bovendien zal het drogen op slibvelden langzamer verlopen.

Het inzicht dat een geringe slibbelasting stabilisatie of gedeeltelijke stabilisatie van slib veroorzaakt, leidde tevens tot ontwikkelingen met als doel een besparing van bouw- en exploitatiekosten.

Het is verleidelijk i.p.v. een groot volume V_a bij een geringe slibbelasting k een kleiner volume toe te passen door de biomassa te vergroten. Kehr verhoogde bij prototypen van de zgn. Totalkläranlagen B tot 1 kg BOD/m³.d. en voerde het slibgehalte g_a op tot 12 kg/m³. De slibbelasting k werd daardoor ca. 0,1 en de verblijftijd T_a werd tot enkele uren gereduceerd [2 en 3].

Vooraf moeijlichkeiten bij de bezinking noopten tot verlaging van het slibgehalte en vergroting van de aeratieruimte.

Om een aantal redenen worden vele oxydatiesloten gebouwd met afzonderlijke bezinkingstanks. Bij dit systeem, waarvan eveneens tal van varianten bestaan, verlopen zowel het aeratie- als het bezinkingsproces continu.

De totale inhoud van het systeem wordt gesteld op 300 l per dagelijks toegevoerde 54 g BOD met een minimum van 250 l nodig voor de aeratie-ruimte.

De voordelen van functiescheiding zijn onder meer, dat:

- het systeem duidelijk en eenvoudig is, d.w.z. dat geen min of meer gecompliceerde automatisch werkende elektrische regelingen nodig zijn;
- het geïnstalleerde zuurstoftoevoervermogen gedurende 24 uur wordt gebruikt.

Indien de verblijftijden in de bezinkingstanks te lang zijn zou gevreesd kunnen worden voor opdrijven van slib t.g.v. denitrificatie. Dit verschijnsel zou zich voor kunnen doen omdat t.g.v. de sterk nitrificerende werking van een oxydatiesloot het gehalte aan nitraten hoog is.

Uit de controlerapporten van de Stichting Bedrijfscontrole Afvalwaterzuiveringsinstallaties (BAF) blijkt echter dat zelfs in de zomer het verschijnsel van opdrijvend slib zich niet voordoet, ook al is de verblijftijd in bezinkingstanks of slibputten 3 uur of langer. Een rol speelt hierbij het feit, dat het slib in vergaande mate gemineraliseerd is [4].

Bij een discontinu-proces kan een denitrificatie optreden van 90-95 % zonder dat gevaar van drijvend slib ontstaat [5]. Gunstig is vanzelfsprekend de zeer ruime bezinkingscapaciteit die in een discontinu werkende installatie aanwezig is, vooral indien slechts bezinkbaar slib voorkomt.

De bezinking speelt zich daarenboven af in stilstaand water. Pasveer wijst er bovendien op, dat er geen gevaar is bij een discontinu-proces voor draadvorming door coli [6].

Hij is van mening dat bij een dergelijk proces lage slibindices van 40-60 mg/l verwacht kunnen worden, hetgeen niet steeds het geval is bij oxydatiesloten met een continue voeding door afvalwater [17].

De relatie tussen aeratie- en bezinkingsruimten. De recirculatiefactor.

Het slibgehalte dat bepalend is voor de werking van de oxydatiesloot hangt van het functioneren van de bezinkingstank af bij wisselende belastingen en van de hoeveelheid retourslib. In afb. 3 is de aanvoer naar de aeratieruimte Q m³/h. Het mengsel van water en actief-slib Q_m m³/h met een slibgehalte g_a kg/m³ wordt gevoerd naar de bezinkingstank. In de bezinkingstank dikt het actief-slib in tot een gehalte g_{rs} kg/m³. Een hoeveelheid retourslib Q_{rs} m³/h wordt vanuit de bezinkingsruimte naar de aeratieruimte teruggevoerd.

Uit het systeem kan van tijd tot tijd een hoeveelheid spuislib Q_s m³/h worden verwijderd, waarvan het droge stofgehalte g_s kg/m³ is.

Uit een en ander volgen twee evenwichtsvergelijkingen:

$$Q_m = Q + Q_{rs} \quad (1)$$

$$Q_m g_a = (Q_{rs} + Q_s) g_{rs} \quad (2)$$

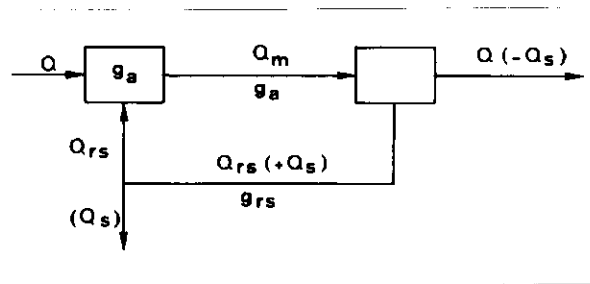
indien men de hoeveelheid slib die zich in het aangevoerde afvalwater en in het effluent bevindt verwaarloost. Omdat Q_s t.o.v. Q_{rs} en Q_m verwaarloosbaar is kan men voor (2) schrijven:

$$Q_m g_a = Q_{rs} g_{rs} \quad (3)$$

Tengevolge van de concentratie van het slib in de bezinkingstank zal bij verhoogde aanvoer van afvalwater het slibgehalte g_a in de aeratieruimte dalen, indien niet tegelijkertijd de hoeveelheid retourslib Q_{rs} wordt opgevoerd. Wordt dit achterwege gelaten dan zal de slibbelasting k toenemen als de BOD-aanvoer gelijk blijft.

Uit (1) en (3) volgt, als men Q_m elimineert:

$$(Q + Q_{rs}) g_a = Q_{rs} g_{rs}$$



Afb. 3

Stelt men:

$$R = \frac{Q_{rs}}{Q} \text{ (recirculatiefactor), dan wordt (4):}$$

$$(1 + R) g_a = R g_{rs}$$

of:

$$R = \frac{g_a}{g_{rs} - g_a} \quad (5)$$

Uit (5) blijkt, dat bij evenwicht in het systeem de recirculatiefactor R een functie is van de in de bezinkingstank bereikte indikking van het slib.

Bloodgood, Kraus en Haseltine vonden een relatie tussen de concentratie g_{rs} van het retourslib en de slibindex i_a en toonden aan, dat de concentratie van het retourslib g_{rs} moet liggen tussen

$$\frac{1000}{i_a} \text{ en } \frac{1200}{i_a}$$

Hiermede wordt (5):

$$R = \frac{g_a}{\frac{1000}{i_a} - g_a} \text{ à } \frac{g_a}{\frac{1200}{i_a} - g_a}$$

Voor de waarde $\frac{1200}{i_a}$ is R minimaal. In afb. 4 kan men

het verband aflezen tussen de recirculatiefactor R , de slibindex i_a in ml/g, het slibgehalte g_a in kg/m³ in de aeratieruimte en het slibgehalte g_{rs} in kg/m³ van het retourslib, voor waarden van $g_{rs} = \frac{1200}{i_a}$.

$$g_{rs} = \frac{1200}{i_a}$$

Legt men een verband tussen de hoeveelheid retourslib en de droogweerafvoer Q_a , d.w.z.:

$$R' = \frac{Q_{rs}}{Q_a}$$

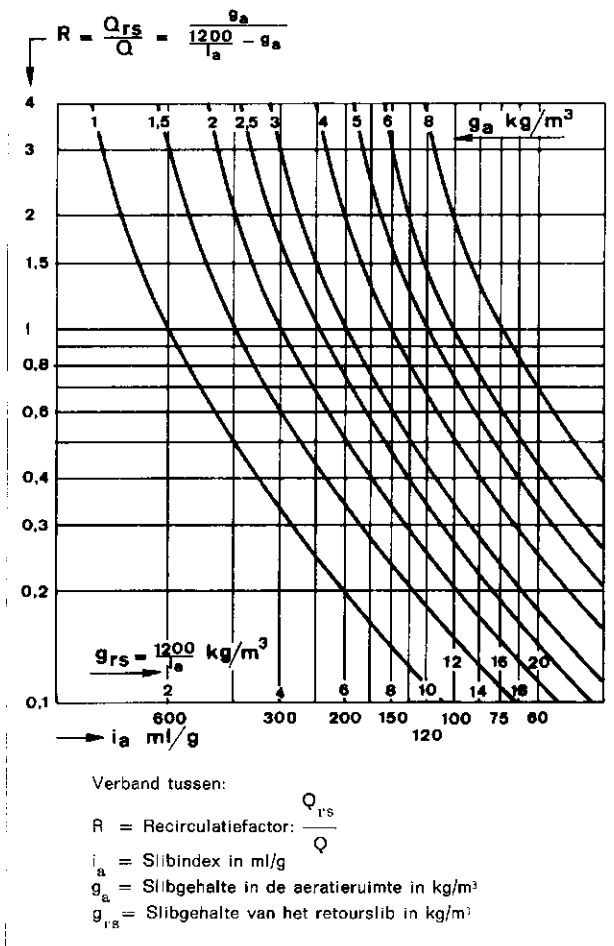
en stelt men bovendien dat bij neerslag een hoeveelheid neerslag rQ_a wordt aangevoerd, dus in totaal $Q = Q_a + rQ_a = (1 + r) Q_a$, dan wordt:

$$R = \frac{Q_{rs}}{Q} = \frac{Q_{rs}}{(1 + r) Q_a} = \frac{R'}{1 + r}$$

Met (5) vindt men hieruit:

$$R' = \frac{(1 + r) g_a}{g_{rs} - g_a} \quad (6)$$

De conclusie is dat de recirculatiefactor mede afhangt van de verdunning $1 + r$. Ook dan zal er een evenwichtssituatie in het systeem moeten zijn.



Afb. 4

Droge stof- en slibvolumebelasting van bezinkingstanks

In de bezinkingstank mag het gehalte aan droge stof g_{vs} niet boven een bepaalde waarde stijgen, teneinde te voorkomen dat het slib in kwaliteit daalt en het bezinkingsproces onvoldoende functioneert.

T.g.v. een hoog drogestofgehalte in de bezinkingstank, dat bij processen met slibstabilisatie optreedt, overheerst niet meer de ongehinderde of discrete bezinking waarbij geen wederzijdse beïnvloeding van de deeltjes optreedt. In tegenstelling tot de ongehinderde bezinking ontwijkt de vloeistof niet meer langs de deeltjes naar boven, doch verdringen de slibvlokken de vloeistof die a.h.w. door kanaaltjes stroomt. Dit verschijnsel kan men in een bezinkingsglas constateren bij de bepaling van de slibindex, vooral als de slibconcentraties hoog zijn. Het resultaat kan zijn dat men daardoor een hoge waarde van de slibindex vindt.

Door het verdringen van de vloeistof kan in een bezinkingstank bij hoge slibconcentraties een aanzienlijke opwaartse stroming van vlokken ontstaan die met het effluent kunnen worden afgevoerd.

Men kan derhalve een relatie verwachten tussen het gehalte aan zwevende stof dat zich in het effluent van een bezinkingstank bevindt en de belasting van het oppervlak van de bezinkingstank door droge stof. Deze belasting g_F kan worden uitgedrukt in kg droge stof per m² oppervlak van de bezinkingstank per uur:

g_F = de slibconcentratie g_a x de oppervlaktebelasting v_F .

In formulevorm:

$$g_F = g_a \cdot v_F \text{ (kg/m}^2\text{.h)} \quad (7)$$

Hieruit blijkt, dat bij een stijgende slibconcentratie g_a de oppervlaktebelasting v_F geringer moet worden, d.w.z. dat het oppervlak van de bezinkingstank moet worden vergroot.

Naast het drogestofgehalte zijn voor het scheidingseffect van de slibvlokken en het water de flocculatie-eigenschappen en de structuur van het slib van betekenis, die worden gekarakteriseerd door de slibindex i_a .

Het slibvolume kan als een dimensioneringsgrootte voor bezinkingstanks worden ingevoerd in de vorm van de slibvolumebelasting q_F waaronder wordt verstaan de belasting van een m² oppervlak van de bezinkingstank per uur door een bepaalde in volume uitgedrukte hoeveelheid slib.

In formulevorm:

$$q_F = g_a \cdot v_F \cdot i_a = g_F i_a \text{ (m}^3\text{/m}^2\text{.h)} \quad (8)$$

Uit dit uitgangspunt volgt, dat bij een toenemende slibindex i_a de oppervlaktebelasting v_F en/of de slibconcentratie g_a moet afnemen.

In formule (8) moet de slibindex i_a uitgedrukt worden in m³/kg, d.i. 0,001 x de waarde uitgedrukt in ml/g (bv. $i_a = 150 \text{ ml/g} = 0,150 \text{ m}^3\text{/kg}$).

Uit de FSIWA-Manual of Practice no. 8 [7], doch meer nog uit de onderzoeken van Pflanz blijkt een duidelijke samenhang tussen het gehalte aan zwevende stof g_e , aanwezig in het effluent en de belasting met droge stof g_F [8].

Pflanz stelde vast, dat voor huishoudelijk afvalwater bij een temperatuur van het afvalwater van 13-15 °C en een slibindex < 100 ml/g een effluent met 30 mg/l bezinkbare zwevende stof kan worden verkregen als $g_F = 2,3,5 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{h}$. (afb. 5).

Volgens Müller bleek uit proeven verricht in de VS dat goede resultaten werden verkregen bij een belasting $g_F = 2,5 - 3,75 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{h}$ [9].

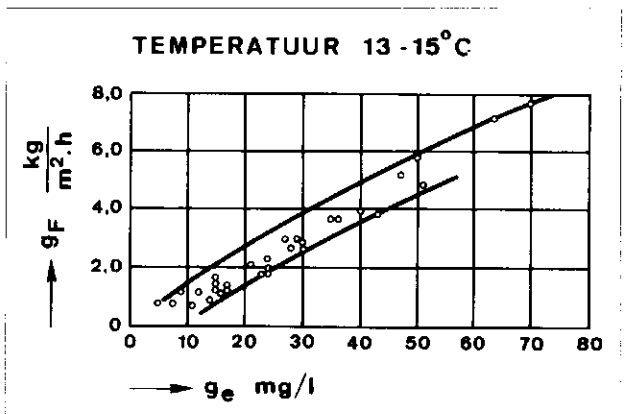
Uit afb. 5 blijkt dat bij een temperatuur van rond 15 °C $g_F \approx 100 g_e$ is.

Wanneer men als eis stelt dat g_e niet hoger mag zijn dan 30 mg/l mag de maximale belasting met droge stof $100 \cdot 30 \text{ g/m}^3 = 3 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{h}$ niet overschrijden.

Indien de temperaturen lager zijn (2-3°) kan deze waarde tot de helft dalen (afb. 6).

Gelet op winterse temperaturen, dient volgens Hörler in de regel een waarde $g_F = 2,5 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{h}$ te worden

Afb. 5 - Drogestofbelasting.



aangehouden [10]. Hiervan uitgaande, vindt men voor verschillende droge stofgehalten g_a oppervlaktebelastingen v_F , die in tabel I zijn weergegeven.

TABEL I

g_a	2,5	3	3,5	4	kg/m ³
v_F	1	0,83	0,72	0,63	m/h

Pflanz stelde voorts vast, dat de toelaatbare droge stofbelasting van veel meer dan 1,6 kg/m².h moet dalen tot 1 kg/m².h als de slibindex van 155 tot 300 ml/g stijgt, indien de concentratie aan zwevende stof in het effluent niet hoger mag zijn dan 30 mg/l. De toelaatbare droge stofbelasting wordt derhalve in aanzienlijke mate door de bezinkingseigenschappen van het slib bepaald.

Met deze factoren rekening houdend, zou men bij slibindices van 100-200 ml/g en een drogestofgehalte in de aeratieruimte $g_a = 4$ kg/m³ voor de slibvolumebelasting q_F de grenswaarden 0,2-0,4 m³/m².h moeten aanhouden. Bij de waarde $q_F = 0,2$ m³/m².h kan men een concentratie aan zwevende stof in het effluent verwachten van ca. 20 mg/l en bij een waarde $q_F = 0,4$ m³/m².h een concentratie van ca. 40 mg/l. De aan te houden grenswaarden voor de grootheden oppervlaktebelasting v_F en de belasting met droge stof q_F zijn mede in tabel II aangegeven.

TABEL II

Slibvolumebelasting:	q_F	0,2 - 0,4	m ³ /m ² .h
Oppervlak tebelasting:	v_F	0,5 - 1	m/h
Drogestofbelasting:	g_F	1,5 - 2,5	kg/m ² .h

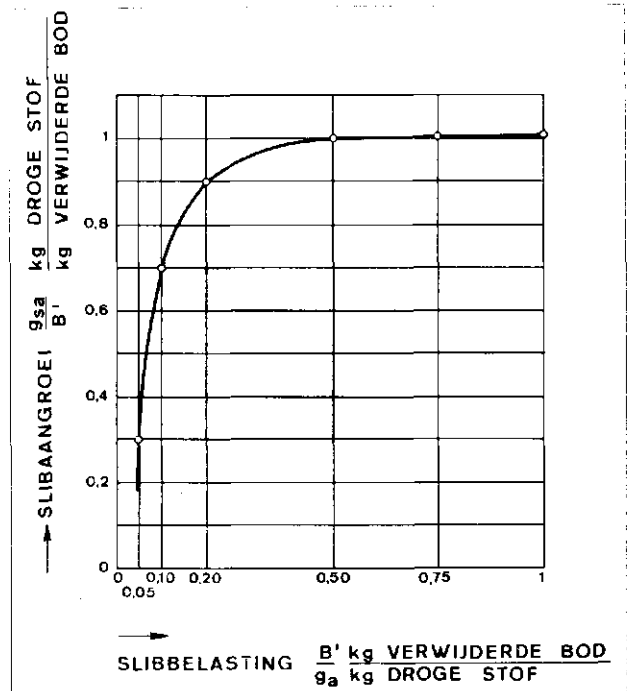
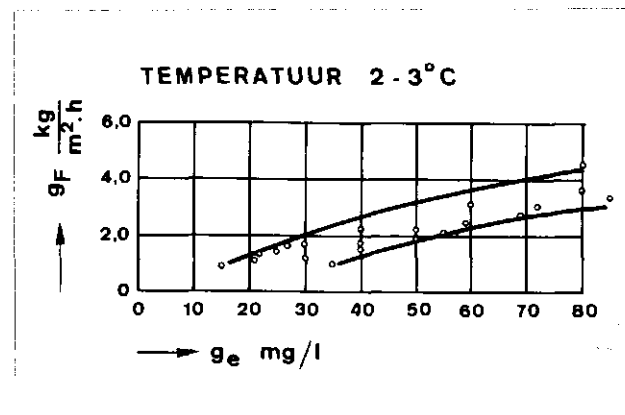
Een oppervlaktebelasting $v_F = 1$ m/h zou slechts aanvaardbaar zijn bij een slibvolumebelasting $q_F = 0,4$ m³/m².h, indien de slibindex $i_a = 100$ ml/g.

Voor hogere slibindices en geringe hoeveelheden zwevende stof in het effluent moet de oppervlaktebelasting v_F ruimschoots lager zijn dan 1 m/h.

Daar de diepte van de bezinkingstank $h = v_F T_{nb}$ zal bij een gemiddelde diepte $h = 2$ m, T_{nb} moeten liggen tussen 2-4 uur.

Indien men als uitgangspunt voor de dimensionering de maximum aanvoer kiest bij neerslag, d.w.z. een aanvoer groot $(1 + r) Q_a$ of althans een aanvoer die ruimschoots groter is dan Q_a , zal men bij een aanvoer Q_a onder de waarden van tabel II blijven.

Afb. 6 - Drogestofbelasting.



Afb. 7 - Slibgroei.

De slibgroei

Voor de verdere verwerking van het spuislib is kennis omtrent de slibgroei van betekenis. Over de slibgroei g_{sa} in kg/m³.d kan in het algemeen worden gesteld dat deze afhankelijk is van de verwijderde BOD B' ($B' = \eta B$, $\eta < 1$) en het slibgehalte g_a . De slibgroei g_{sa} daalt (stijgt) indien de waarde van B' kleiner (groter) en/of de slibconcentratie g_a stijgt (daalt).

Het is duidelijk dat in de waarde van B' de hoedanigheid van het afvalwater en de beluchtingstijd tot uitdrukking komen.

Voorts daalt de slibgroei bij stijgende temperatuur (maximum bij ca. 9 °C).

Het zuurstofgehalte in de aeratieruimte is van geen invloed op de slibgroei, tenzij het zuurstofgehalte zeer laag is.

Volgens onderzoek van Heukeleken en medewerkers [11] is de slibgroei, indien het zuurstofgehalte en de invloed van de temperatuur verwaarloosd worden:

$$g_{sa} = \alpha B' - \beta g_a \quad (9)$$

Hieruit blijkt, dat de slibgroei toeneemt naarmate de BOD-verwijdering groter wordt en afneemt bij een hoger slibgehalte.

De waarde $\alpha B'$ geeft aan hoe groot de slibgroei is t.g.v. celopbouw door de biochemische processen, terwijl de waarde βg_a het aandeel weergeeft van de celfbraak door zelfvertering:

Uit (9) volgt:

$$\frac{g_{sa}}{B'} = \alpha - \beta \frac{g_a}{B'} \quad (10)$$

Uit onderzoeken van Hopwood en Downing [12] te Stevenage kan worden afgeleid: $\alpha = 1,1$ en $\beta = 0,04$. Waarden die hiermede overeenkomen werden ook door andere onderzoekers gevonden. Met betrekking tot het onderzoek te Stevenage moet worden opgemerkt, dat daarbij geen verlies aan slib door wegvloeiën met effluent kon optreden.

Met de vermelde waarden wordt (10):

$$\frac{g_{sa}}{B'} = 1,1 - 0,04 \frac{g_a}{B'} \quad (11)$$

Deze formule is in afb. 7 weergegeven en mede hieruit blijkt dat:

de zelfvertering van het actief-slib bij waarden van $B'/g_a > 0,3$ kan worden verwaarloosd;

de slibgroei bij belastingen $B'/g_a < 0,1$ aanzienlijk daalt; uitgaande van een slibbelasting $k = 0,05$ een geringe toename hiervan procentueel gezien een grote toename van de slibgroei betekent.

De hoeveelheid spuislib per capita per dag

Bij een oxydatiesloot waaraan geen bezinking voorafgaat, zal de slibproductie worden bepaald door:

het niet biochemisch degradabel materiaal — waaronder de bezinkbare minerale stoffen — dat zich in het primaire slib bevindt, stel g_p gram per inwoner per dag, en de slibgroei, groot g_{sa} gram per inwoner per dag.

Overigens zal een deel van het slib, dat zich als bezinkbare zwevende stof g_e in het effluent bevindt, daarmee uit het systeem verdwijnen. Vanzelfsprekend zal dit ook het geval zijn met opgeloste stoffen.

De hoeveelheid spuislib per inwoner per dag g_s bedraagt derhalve:

$$g_s = g_{sa} + g_p - g_e$$

De vraag is hoe groot de onderscheiden fracties zijn. Het antwoord op deze vraag blijkt m.b.t. de waarden van g_{sa} en g_p moeilijk te geven.

de waarde van g_e is redelijk goed te bepalen.

Indien per inwoner 100 l afvalwater per dag wordt geloosd en de hoeveelheid bezinkbare zwevende stof die zich in het effluent bevindt gemiddeld 20 mg/l is, is $g_e = 100 \times 20 = 2000$ mg of 2 g/inw.d.

Bij neerslag kan wellicht de dubbele hoeveelheid worden verwacht.

Waarden van g_e van 2-4 g/inw.d lijken correcte uitgangspunten.

De waarde van g_p zal bij sommige soorten afvalwater, zoals van zuivelindustrieën, zeer gering zijn.

Huishoudelijk afvalwater bevat volgens Imhoff [13] 20 g anorganisch materiaal per inwoner per dag in de vorm van bezinkbare zwevende stof. Volgens verschillende onderzoekers [14] is overigens het aandeel van de opgeloste stoffen en niet bezinkbare stoffen toegenomen en dat van de niet opgeloste, en wel speciaal van de bezinkbare stoffen, afgenomen.

In ons land zal in vele rioolstelsel een niet onaanzienlijk deel van het anorganische materiaal bij droog weer achterblijven, hetgeen eveneens geldt voor het organische materiaal.

Uit onderzoek verricht door het RIZA [15] in 1965, 1966 en 1967 te Oegstgeest, Reeuwijk, 's-Gravenhage (Mariahoeve), Wedde en Leidschendam (Noord), blijkt dat de BOD-waarde van het ruwe afvalwater in de onderzochte gemeenten varieerden van 32-45 g/inw.d en dat voor de vier laatstgenoemde gevallen de hoeveelheden bezinkbare minerale stoffen uiteenliepen van 2,7-11,9 g/inw.d (telkens rekenkundige gemiddelden).

Bij neerslag zullen deze waarden bepaald hoger zijn. Hoe dan ook, de getallen zullen afhankelijk van tal van omstandigheden van plaats tot plaats en van tijd tot tijd zeer uiteenlopen. Overigens zal een deel van het zwaardere materiaal in de oxydatiesloot achterblijven of d.m.v.

een zandvanger uit het afvalwater worden verwijderd, voordat het afvalwater de sloot binnenstroomt.

In de praktijk kan men voor Nederlandse omstandigheden indien er sprake is van huishoudelijk afvalwater een hoeveelheid spuislib g_s verwachten van gemiddeld 30-40 g/inw.d. Uitgaande van het dikwijls aangehouden getal van 30 g/inw.d zou de totale waarde van $g_s + g_p$, dan 32-34 g/inw.d zijn.

Gewoonlijk blijkt van deze hoeveelheid ca. 30 % te bestaan uit minerale stoffen, d.w.z. rond 10 g.

Het grootste deel hiervan is afkomstig van de bezinkbare minerale stoffen, die zich in het primaire slib bevinden; 10-20 % bestaat uit minerale stoffen, afkomstig van het bacteriën materiaal.

De slibgroei zou derhalve nog geen 25 g/inw.d zijn!

Het is intussen onjuist te veronderstellen dat de slibgroei per hoofd per dag constant zou zijn immers:

— de temperatuur is van invloed op de slibgroei;

— het slibgehalte zal variëren;

— het BOD-getal per hoofd per dag heeft niet overal dezelfde waarde en heeft daarenboven geen constante waarde;

— de totale BOD-aanvoer varieert over het etmaal en zal bovendien van dag tot dag verschillen.

Von der Emde [16] stelt dat de slibgroei ca. 0,6 kg per kg omgezette BOD is bij systemen met slibstabilisatie.

Uitgaande van een BOD van 54 g/inw.d en $B' = B$ daar η de 100 % nadert zou $g_{sa} = 0,6 \times 54 = 32$ g/inw.d zijn.

Daar moet nog bijgeteld worden de hoeveelheid minerale bezinkbare stoffen aanwezig in het primaire slib.

Baseert men zich op het onderzoek van Hopwood en Downing dan vindt men met formule (11) met $B = 0,18$ kg BOD/m³.d en $B' = B$ als $g_a = 4$ kg/m³ voor $g_{sa} =$

$$0,04 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d} \text{ of } g_{sa} = \frac{0,054}{0,18} \times 40 \text{ g} = 12 \text{ g/inw.d.}$$

Dit getal is onwaarschijnlijk laag. Aangenomen moet worden dat formule (11) niet geldt voor een zeer lage slibbelasting zoals in een oxydatiesloot wordt toegepast en/of voor niet vooraf bezonken afvalwater.

Recent onderzoek verricht door Pasveer [17] in de experimentele oxydatiesloot gelegen op het terrein van het Instituut voor Gezondheidstechniek TNO te Delft kan tot de conclusie leiden dat bij een werkelijk optredende belasting $B = 0,18$ kg BOD/m³.d en $g_a = 4$ kg/m³ er 's zomers een hoeveelheid spuislib $g_s = 40$ g/inw.d ontstaat en 's winters een hoeveelheid $g_s = 50$ à 60 g/inw.d. Pasveer stelt een „volwaardige” inwoner op 100 g COD per dag, equivalent aan 54 g BOD.

In de genoemde hoeveelheden spuislib is het aandeel uit het primaire slib van het aangevoerde Delftse afvalwater begrepen.

De dagelijkse BOD-aanvoer zal door tal van oorzaken van dag tot dag variëren. Afgezien daarvan dient men zich af te vragen of het uitgangspunt dat bij de dimensionering wordt gebruikt, dat per capita dagelijks wordt aangevoerd 54 g BOD, correct is.

Deze waarde wordt door Imhoff in zijn „Taschenbuch der Stadtentwässerung” in de 7e t/m 22e druk vermeld, waarbij een periode van 1936 tot heden wordt overspannen.

Biemond [18] berekende het biochemisch zuurstofverbruik van de door de mens per dag uitgescheiden stoffen,

uitgaande van een analyse (naar de toestand van 1958) opgesteld door prof. dr. E. C. Slater van het gehele menselijke verbruik van voedingsstoffen in Nederland en vond een BOD-getal per capita per dag van 42 g.

Sinds 1958 is volgens Brouwer [19] het gebruik van koolhydraten afgenomen en dat van vetten toegenomen, terwijl de opgenomen hoeveelheid eiwit nagenoeg gelijk bleef. Hiermede rekening houdende zou het getal van 42 g BOD/inw.d kunnen worden gesteld op 44 g BOD/inw.d.

In de literatuur vindt men wel hogere waarden vermeld [20 en 21], doch verschillende publicaties geven vrij lage waarden [19]. Klotter en Hantge berekenden dat de door één inwoner veroorzaakte verontreiniging ca. 35 g BOD/d bedraagt [22], terwijl Leschber en Niemitz rond 41 BOD/inw.d vonden [23]. Bucksteeg concludeert uit eigen waarnemingen en uit geraadpleegde literatuur dat zowel in Engeland als in Duitsland de BOD-getallen niet noemenswaardig afwijken van het getal van Imhoff, doch dat de in Nederland gevonden getallen aanzienlijk lager zijn [14].

Uit onderzoek in ons land verricht blijkt, dat voor Nederlandse omstandigheden het magische getal 54 g BOD/inw.d hoog, althans te hoog, is als uitgangspunt bij de dimensionering van oxydatief-biologische installaties.

Wismeijer [24] vond uit de bedrijfsresultaten van de Amsterdamse rioolwaterzuiveringsinrichtingen getallen, waarvan de orde van grootte lager dan 40 g BOD/inw.d is.

Pasveer [25] berekende een BOD-getal van het ruwe afvalwater van de oxydatiesloot te Voorschoten van 33 g/inw.d.

Op de door het RIZA gevonden waarden variërende van 32-45 g BOD/inw.d werd in het voorgaande reeds gezezen.

In de praktijk wordt een oxydatiesloot gedimensioneerd uitgaande van 54 g BOD/inw.d, een BOD-belasting B van 0,18 kg BOD/m³.d en een slibbelasting k van 0,05. Gesteld dat de in de praktijk voorkomende BOD-aanvoer gemiddeld bv. 40 g BOD/inw.d zou zijn, dan volgt

$$\text{hieruit dat de werkelijke BOD-belasting } \frac{1000}{300} \times 0,04 =$$

0,13 kg BOD/m³.d is en de slibbelasting 0,03, indien $g_a = 4 \text{ kg/m}^3$, dat is 2/3 van de slibbelasting die optreedt bij 54 g BOD/inw.d. Dit heeft zeker repercussies op de slibgroei die bij dergelijke belastingen zeer beperkt is.

Toepassing van keukenmolentjes (garbage grinders) zal ongetwijfeld een hoger BOD-getal per capita per dag tot gevolg hebben evenals een verhoging van het gewicht aan droge stof. Uit literatuuronderzoek concludeert Brouwer [19] dat het gehalte aan bezinkbare stoffen toeneemt met 15-50 % en de BOD van het afvalwater van 30-50 %.

Als men voor de toekomst een marktverzadigingsgraad van 30 % aanneemt en men uitgaat van de ongunstigste toename van 50 %, zal de hoeveelheid bezinkbare stof per capita per dag en het BOD-getal per capita per dag met $0,3 \times 50 \% = 15 \%$ toenemen.

Daardoor zal een, zij het geringe, verhoging van de hoeveelheid spuislib ontstaan.

Een vraagteken kan nog worden gezet bij het uitgangspunt van een afvalwaterproductie van 100 l/inw.d. Dit

getal is dikwijls thans reeds aan de lage kant.

Automatische was- en vaatwasapparaten doen de afvalwaterproductie groeien, alsmede een frequenter gebruik van bad en douche dan eenmaal per week.

Door toepassing van vuilversnijders zal het waterverbruik met 8-10 l/inw.d toenemen [11].

Dit betekent dat, wil men aan de pasveercondities en de goede werking van het systeem blijven voldoen, een inhoud van 300 l per inwoner tenminste moet worden gehandhaafd, zoal niet moet worden vergroot.

OC/load

De verhouding van het te installeren zuurstoftoevoerend vermogen van een beluchter(s) tot de BOD-belasting, d.w.z. de verhouding OC/B, zal 2-2,5 moeten zijn.

Door Pasveer werd mij medegedeeld dat hij de laatste jaren van de volgende overwegingen uitgaat.

Zoals eerder vermeld wordt door hem een „volwaardige” inwoner gesteld op 100 g COD per dag.

De organische stof die uit het systeem wordt afgevoerd met het effluent en met het spuislib wordt niet geoxydeerd, zodat daarvoor geen zuurstof behoeft te worden toegevoerd. Stel dat met het effluent van 1 inwoner, zijnde 100 l per dag, wordt afgevoerd 6 g COD.

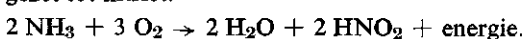
De zuurstofbehoefte van 1 g organische stof, aanwezig in spuislib, is ca. 1,43 g COD. Ervan uitgaande dat de hoeveelheid spuislib 30 g/inw.d is en dat daarvan ca. 30 % anorganisch materiaal is, zal 30 g spuislib een zuurstofbehoefte hebben van ca. 30 g COD.

Per inwoner moet derhalve worden toegevoerd:

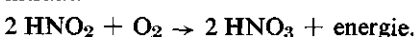
$$100 - 6 - 30 = 64 \text{ g COD.}$$

In een oxydatiesloot worden echter niet alleen de koolstofverbindingen geoxydeerd, waarbij stikstof als ammoniumverbindingen vrijkomt, doch tevens worden deze ammoniumverbindingen nitrificeerd.

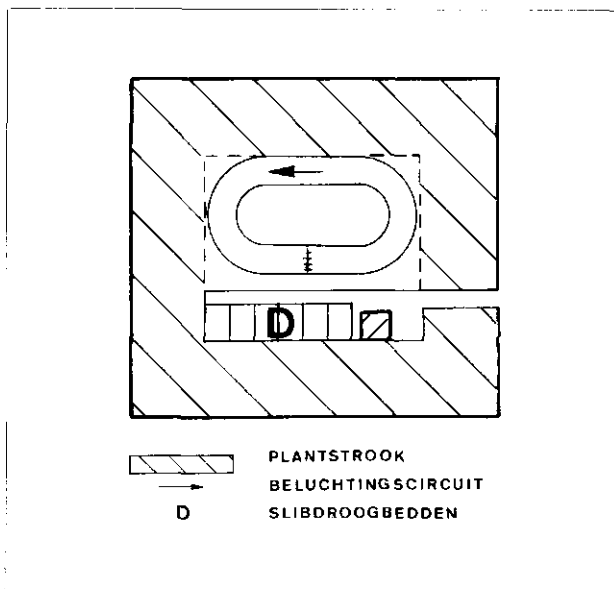
De oxydatie geschiedt in twee trappen. Door de bacteriesoort Nitrosomonas wordt ammoniak met zuurstof omgezet tot nitriet:

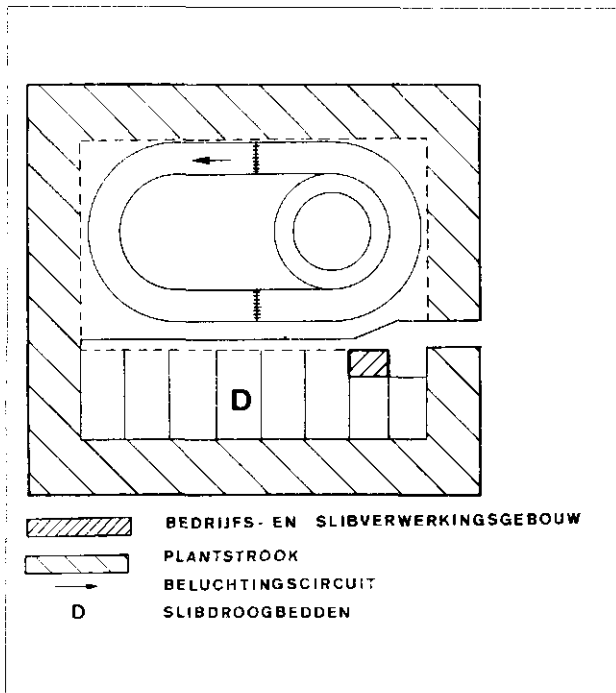


Daarna wordt door Nitrobacter nitriet geoxydeerd tot nitraat:

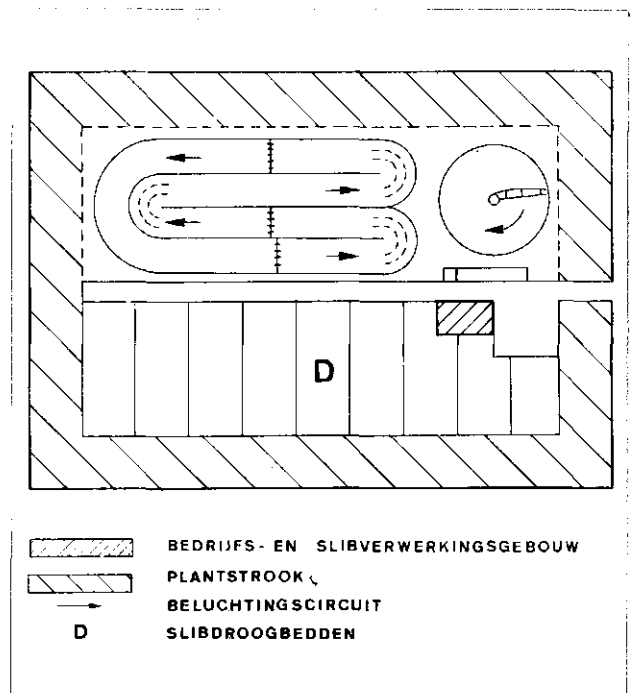


Afb. 8 - Type Voorschoten 500 i.e.





Afb. 9 - Type Kettingkast 4000 i.e.



Afb. 10 - Type Scherpenzeel 7000 i.e.

Per gram ammoniumstikstof (uitgedrukt als N) wordt 4,57 g O₂ gebonden.

Aangenomen dat dagelijks per inwoner 12 g N wordt aangevoerd, waarvan 1,5 g in de bacteriëncellen van het spuislib wordt vastgelegd, blijft te nitrificeren over 10,5 g N, waarvoor 48 g zuurstof nodig is.

De totale zuurstofbehoefte per capita bij volledige nitrificatie is dan 64 + 48 = 112 g.

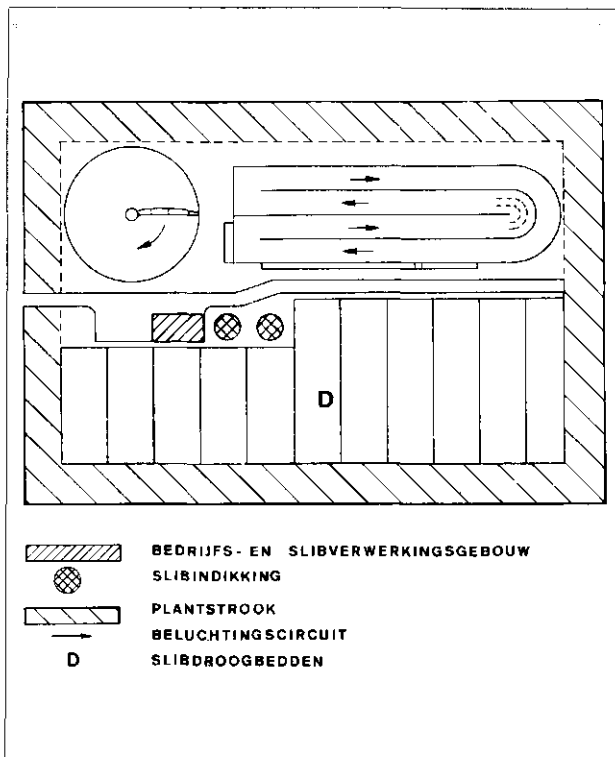
Indien de BOD per inwoner per dag wordt gesteld op 54 g, vindt men:

$$OC/load = \frac{112}{54} \approx 2$$

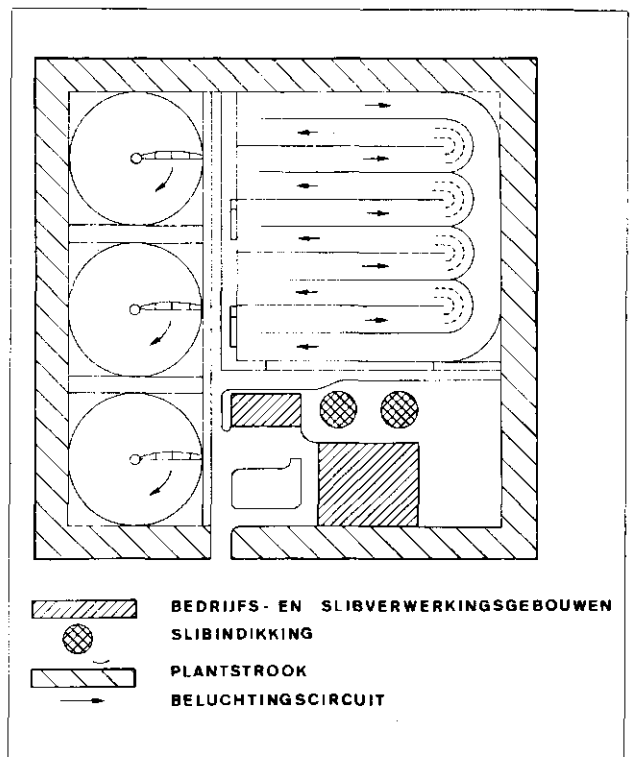
Hierbij is gerekend dat de zuurstof wordt toegevoerd bij 100% deficit, hetgeen in een oxydatiesloot vrijwel het geval is.

Von der Emde [16] komt op grond van andere overwegingen op een OC/load-waarde van 1,8, doch meent een veiligheidsfactor van 1,2 te moeten toepassen, omdat de concentraties op de verschillende dagen van de week

Afb. 11 - Type Carrousel 22.000 i.e.



Afb. 12 - Type Carrousel 120.000 i.e.



variëren. Hierdoor wordt de OC/load-verhouding 2,2. Het is veilig en derhalve verstandig de beluchtingsapparatuur zodanig te kiezen dat de waarde OC/B = 2,5.

Men kan vanzelfsprekend de zuurstofinbreng verlagen met als gevolg de energiebehoefte, bv. door wijziging van de indompdiepte en daardoor de verhouding OC/B verminderen, zodat de behoefte wordt aangepast aan de optredende omstandigheden.

Benodigd terreinoppervlak

In de afb. 8 t/m 12 zijn oxydatiesloten getekend met capaciteiten van:

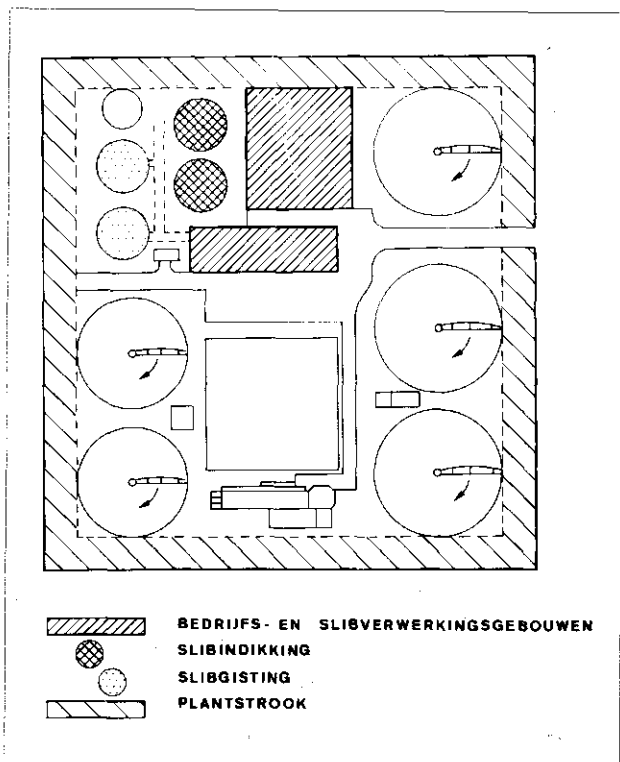
- 500 i.e. (type Voorschoten, discontinu);
- 4.000 i.e. (type Kettingkast);
- 7.000 i.e. (type Scherpenzeel);
- 22.000 i.e. (type Carrousel, diepte 3 m);
- 120.000 i.e. (type Carrousel, diepte 4 m).

Afb. 13 geeft een beeld van een conventionele rioolwaterzuiveringsinrichting met actief-slibinstallatie (capaciteit: 120.000 inwoner-equivalenten) en kunstmatige slibverwerking.

Voor de onderscheiden typen oxydatiesloten en de conventionele rioolwaterzuiveringsinrichting, zijn de bruto oppervlakken per inwoner-equivalent berekend als de som van:

- het netto oppervlak voor installaties en gebouwen;
- het bruto oppervlak voor installaties en gebouwen, waarbij rekening is gehouden met de onderlinge afstanden daarvan en de aanwezigheid van paden en wegen;
- het oppervlak nodig voor de behandeling van slib;
- het oppervlak van een beplantingsstrook met een breedte van 10 m die het terrein omgeeft.

Afb. 13 - Actief-slibinstallatie 120.000 i.e.



Verondersteld is dat de behandeling van het slib plaatsvindt:

- op droogbedden voor installaties tot een capaciteit van 10.000 inwoner-equivalenten;
- op droogbedden na indikking van het slib voor installaties met een capaciteit van 10.000-25.000 inwoner-equivalenten;
- voor installaties met een capaciteit van 25.000-75.000 inwoner-equivalenten door mechanische slibontwatering en opslag voor 3 maanden;
- voor installaties met een capaciteit groter dan 75.000 inwoner-equivalenten door mechanische slibontwatering met thermische droging*).

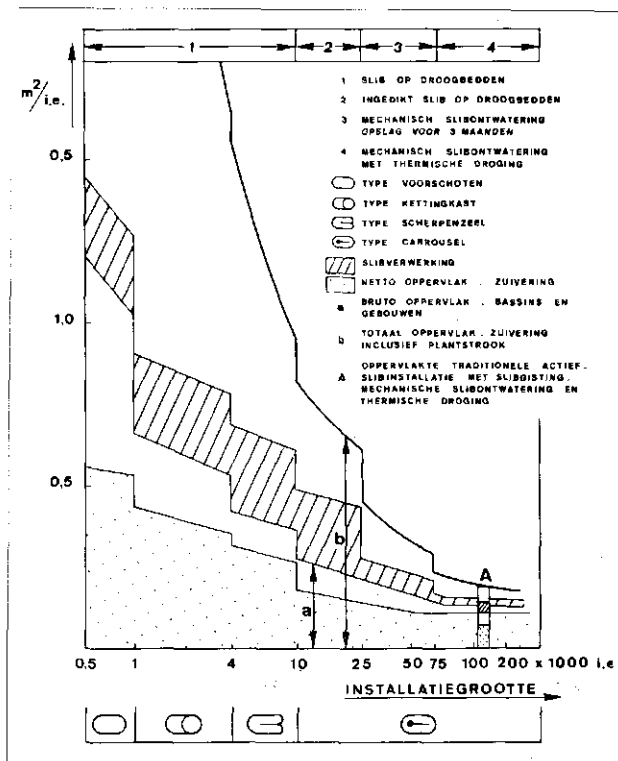
Zoals uit de afb. 8 t/m 13 blijkt zijn de terreinen optimaal benut, hetgeen inhoudt dat de berekende oppervlakken per inwoner-equivalent als minimumwaarden moeten worden beschouwd.

De respectievelijke oppervlakken uitgedrukt in m² per inwoner-equivalent zijn in afb. 14 aangegeven. Uit de grafische voorstelling blijkt ondermeer, dat door speciale uitvoeringsvormen en in het bijzonder door het dieper maken van de aeratieruimten, zoals bij carrouzels het geval is, in samenhang met kunstmatige slibbehandeling een aanzienlijke terreinbesparing kan worden verkregen. Het minimum bruto-oppervlak van een terrein voor een carrousel met een capaciteit van 100.000 inwoner-equivalenten met kunstmatige slibbehandeling is rond 0,2 m² per inwoner-equivalent of 5 i.e. per m².

Bij grotere carrouzels zal het benodigde oppervlak nog wat afnemen, omdat bij een groenstrook met een breedte van 10 m de oppervlakte daarvan berekend per inwoner-

*) De berekeningen werden uitgevoerd door ir. H. J. Vermeulen van het Ingenieursbureau Dwars, Heederik en Verhey NV, Technisch Adviesbureau der Vereniging van Nederlandse Gemeenten te Amersfoort.

Afb. 14 - Benodigd terreinoppervlak.



equivalent geringer wordt. Hetzelfde geldt voor onderdelen, zoals dienstgebouwen, laboratoria, slibverwerkingsinstallaties enz. Voor een overeenkomstige installatie met een twee maal zo grote capaciteit (200.000 i.e.) is de bruto terreinbehoefte rond 0,18 m² per inwoner-equivalent of 5½ i.e. per m².

De vereiste minimale bruto oppervlakken voor een carousel of een conventionele rioolwaterzuiveringsinrichting beide met kunstmatige slibbehandeling en met een capaciteit van 120.000 inwoner-equivalenten ontlopen elkaar vrijwel niets. De bruto terreinbehoefte is dan rond 0,2 m² per inwoner-equivalent of 5 i.e. per m².

Literatuur

1. *Aerobe Schlammstabilisation*. Korrespondenz Abwasser, 18 (1971) no. 1, blz. 5-9.
2. Kehr, D. *Ueber die Totalkläranlage des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Hochschule Hannover*. Gas- und Wasserfach-Wasser/Abwasser 104 (1963) H 10, blz. 285-288.
3. Meyer, S. *Die Totalkläranlage*. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Hochschule Hannover. H 21 Hannover (1965).
4. Sawyer, C. N. and Bradney, L. *Rising of activated sludge in final settling tanks*. Sewage Works Journal Vol. 17 (1945) no. 6, blz. 1191-1209.
5. Pasveer, A. *De oxydatiesloot: grondslagen en toepassingen*. Syllabus BZ 4, Stichting Postakademie Vorming Gezondheidstechniek Delft 1965-1966 (niet in de handel).
6. Pasveer, A. *Een onderzoek over oorzaak en bestrijding van licht actief slib*. 2 H₂O (1969) no. 2, blz. 28-34.
7. FS1WA-Manual of Practice no. 8: Sewage treatment plant design. Washington 1959.
8. Pflanz, P. *Ueber das Absetzen des belebten Schlammes in horizontal durchströmten Nachklärbecken*. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Hochschule Hannover. H 25, Hannover 1965.
9. Müller, W. J. *Entwurf von Belebungsanlagen auf Grund von Erfahrungen in Amerika*. Gas- und Wasserfach 103 (1962), blz. 284-290.
10. Hörler, A. *Entwurf Absetzbecken*, Wiener Mitteilungen,

- Wasser-Abwasser-Gewässer, 4 Seminar OWWV, Abwasserreinigungsanlagen, Entwurf-Bau-Betrieb, Band 4 Wien 1969, blz. C1-C37.
11. Heukelekian, H., Orford, H. E. and Manganelli, R. *Factors affecting the quantity of sludge production in the activated sludge process*. Sewage and Industrial Wastes. 23 (1951), blz. 945-958.
 12. Hopwood, A. F. and Downing, A. L. *Factors affecting the rate of production and properties of activated sludge in plants treating domestic sewage*. Journal and Proceedings 1965, blz. 435.
 13. Imhoff, K. *Taschenbuch der Stadtentwässerung*. München-Wien. 22e oplage 1969.
 14. Bucksteeg, W. *Untersuchungen zur Korrektur des Einwohnerwertes*. Berichte der Abwassertechnischen Vereinigung EV, no. 20, ZfGW-Verlag, Frankfurt, (Main) (1968), blz. 9-22.
 15. *Onderzoek naar het verontreinigend vermogen van huishoudelijk afvalwater*. Mededelingen van het RIZA, Mededeling no. 5, Voorburg 1968.
 16. Pallasch, O. and Triebel, W. *Lehr- und Handbuch ATV Band II*, Verlag Wilhelm Ernst & Sohn, Berlin, München 1969.
 17. Pasveer, A. *Voordracht gehouden tijdens de 6e Vakantie-cursus in behandeling van afvalwater* (15 en 16 april 1971 te Delft).
 18. Biemond, C. *Water*. Querido's Uitgeverij NV, Amsterdam 1968.
 19. Brouwer, W. A. H. *Huishoudelijk afvalwater, nu en in de toekomst*. 3H₂O (1970) no. 21, blz. 513-520.
 20. Schmidt-Bregas, F. *Die Untersuchungen von 45 Niedersächsischen Kläranlagen und ihre Schlussfolgerungen*. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Hochschule Hannover H 9 (1962), blz. 149-180.
 21. Liebmann, H. and Riedmüller, S. *Ergebnisse von biochemischen Untersuchungen zur Neufestsetzung des Einwohnerlastwertes*. Zeitschr. für Wasser- und Abwasserforschung 1 (1968), blz. 47.
 22. Klotter, H. and Hantge, E. *Korrektur des Einwohnerwertes und des Einwohnergleichwertes?* Wasserwirtschaft 59 (1969), blz. 89-92.
 23. Leschber, R. und Nienutz, W. *Zur Frage der Einwohnerlast. Abwasseruntersuchung und Einwohnerstatistik als Voraussetzungen gesicherter rein häuslicher Einwohnerwerte*. Gesundheits-Ingenieur 90 (1969) Heft 8, blz. 229-233.
 24. Wismeyer, A. A. *Het actief-slibproces*. 49 Water (1965) no. 26, blz. 379.
 25. Pasveer, A. *Oxydatiesloten*. 49 Water (1965) no. 14, blz. 211-214.