

E 487

77403095

Bibliotheek Hoofdkantoor TNO
's-Gravenhage

02 AUG. 1977

G.T.O.

**INSTITUUT VOOR MILIEUHYGIENE
EN GEZONDHEIDSTECHNIEK TNO**

publikatie nr. 607

DELFT-SCHOEMAKERSTRAAT 97-POSTBUS 214

ZEER LAAG BELASTE ACTIEF-SLIBSYSTEMEN

door ir. B.A. Heide

02 AUG. 1977

ZEER LAAG BELASTE ACTIEF-SLIBSYSTEMEN

ir. B.A. Heide

INSTITUUT VOOR MILIEUHYGIENE EN GEZONDHEISTECHNIEK TNO

Delft

Voordracht op de cursus "Grondslagen, uitvoeringsvormen en recente ontwikkelingen van de biologische zuivering van afvalwater" 25-29 april 1977 van de Stichting Postakademiale Vorming Gezondheidstechniek, Delft.

INHOUD

	blz.
1. INLEIDING.....	2
2. GRONDSLAGEN VAN ZEER LAAG BELASTE ACTIEF-SLIBSYSTEMEN.....	2
2.1 Principe van aerobe slibstabilisatie.....	4
2.2 Criteria voor aerobe slibstabilisatie.....	6
2.3 Gevolgtrekkingen.....	7
3. ONTWERPASPECTEN.....	8
3.1 Verblijftijd water, verblijftijd slib, aeratie volume.....	8
3.2 Hoeveelheid zuurstof, toevoer zuurstof, energieverbruik.....	10
3.3 Circulatiesnelheid, vermogen per m ³ aeratieruimte.....	11
4. ONTWIKKELING EN TOEPASSING.....	12
5. ECONOMISCHE ASPECTEN.....	17
6. VERDERGAANDE ZUIVERING VAN AFVALWATER.....	19
7. BIOLOGISCHE DENITRIFICATIE.....	21
7.1 Principe van nitrificatie.....	22
7.2 Principe van denitrificatie.....	22
7.3 Zuurstofrendement.....	23
7.4 Praktische uitvoering van biologische denitrificatie.....	24
7.4.1 Voorbeelden van intermitterende (discontinue) werkwijze.....	25
7.4.2 Voorbeelden van continue werkwijze.....	26
8. DE FOSFATERING.....	30
LITERATUUR.....	32

1. INLEIDING

Een van de bekendste uitvoeringsvormen van de zeer laag belaste actief-slibsystemen is de oxydatiesloot, die omstreeks 1953 door dr.ir. A. Pasveer van het Instituut voor Milieuhygiene en Gezondheidstechniek TNO is ontwikkeld.

Tegenwoordig zijn in Europa 2000 - 3000 zuiveringsinrichtingen in bedrijf, die zowel stedelijk als industrieel afvalwater volgens de principes van de oxydatiesloot behandelen. Ongeveer 40% van de zuiveringsinrichtingen in Nederland behoort tot de categorie van zeer laag belaste actief-slibinrichtingen. Aanvankelijk werd de oxydatiesloot toegepast voor het reinigen van afvalwater van kleine gemeenten. Thans zijn reeds vele installaties in gebruik, waarvan de zuiveringscapaciteit boven 100.000 i.e. ligt. Veelal betreft dit de Carrousel modificatie van de oxydatiesloot.

Elders in deze cursus wordt ingegaan op de chemie en microbiologie van biologische zuiveringsprocessen, de grondslagen van het actief-slibproces en de beluchtingsystemen. Dit onderdeel van de cursus houdt zich bezig met een belangrijk type actief-slibproces. Ruime aandacht zal worden besteed aan de principes van de zeer laag belaste actief-slibprocessen, de ontwerpcriteria, de ontwikkeling en de toepassing. Daarnaast zullen in het kort economische aspecten worden besproken, waarna de mogelijkheden voor de verdergaande zuivering van het afvalwater worden behandeld. In dit kader worden met name de biologische denitrificatie en de simultane fosfaatverwijdering aan de orde gesteld.

2. GRONDSLAGEN VAN ZEER LAAG BELASTE ACTIEF-SLIBSYSTEMEN

Sinds het begin van deze eeuw worden actief-slibsystemen toegepast. Vooral in de laatste 25 jaren zijn vele nieuwe ontwikkelingen op het gebied van de zuiveringstechnologie waar te nemen. Hiertoe behoren de oxydatievijver en de oxydatiesloot. De oxydatievijver is de eenvoudigste methode van afvalwaterbehandeling. Het is in feite een ondiepe vijver, waarin het afvalwater geruime tijd, afhankelijk van de temperatuur, verblijft en waarbij de benodigde zuurstof wordt geproduceerd door algen. De toepassing van dit systeem is gelimiteerd tot warme, zonnrijke streken.

De oxydatiesloot is eveneens een zeer eenvoudige methode van afvalwaterzuivering, maar heeft dezelfde universele toepasbaarheid als de conventionele actief-slibsystemen. Hiervan is een schema opgenomen in fig. 1.

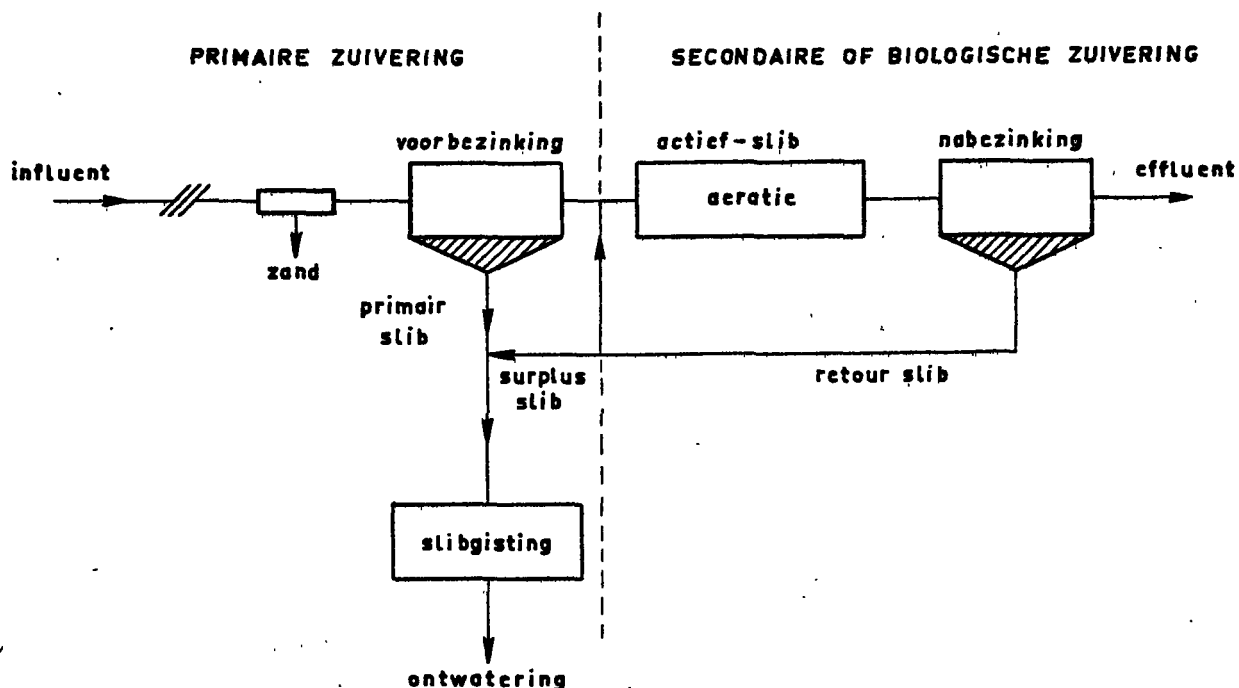


Fig. 1. Principeschema van het conventionele actief-slibproces.

Het conventionele actief-slibstelsel bestaat uit de mechanische of primaire zuivering, waarbij een deel van de zwevende en bezinkbare afvalstoffen worden verwijderd, als gevolg waarvan 30-35% BOD reductie kan optreden en de aerobe of secundaire zuivering, waardoor de totale BOD reductie kan oplopen tot omstreeks 90%.

In fig. 2 is het principeschema van de continue oxydatiesloot, de bekendste uitvoeringsvorm van de zeer laag belaste actief-slibsystemen opgenomen.

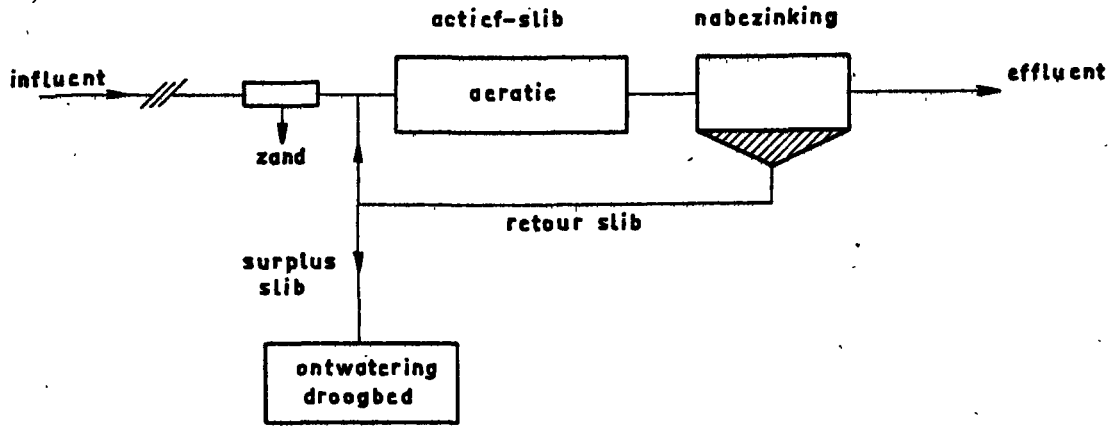


Fig. 2. Principeschema van een zeer laag belast actief-slibstelsel b.v. de oxydatiesloot.

Ten opzichte van de conventionele zuiveringsinstallatie van fig. 1 zijn de volgende kenmerkende verschillen op te noemen.

- eenvoudige constructie en werkwijze
- ontbreken van de voorbezinkingsstap
- geen slibgisting vereist
- beter zuiveringsresultaat (hogere BOD reductie $\approx 98\%$)
- lage slibproductie.

Het ontbreken van de voorbezinking en de slibgisting is mogelijk door de lange aeratietijd, waardoor stabilisatie of mineralisatie van het slib optreedt ("extended aeration").

2.1 Principe van aerobe slibstabilisatie

Wanneer afvalwater, waarin zich biologisch afbreekbare stoffen bevinden, wordt toegevoegd aan een slib suspensie vinden ondermeer de volgende processen plaats. De microorganismen (bacteriën) oxyderen

een deel van het aangeboden voedsel (substraat) in een dissimilatieproces tot CO_2 en H_2O . Een deel van de hierbij ter beschikking komende energie wordt gebruikt om substraat in een assimilatieproces te benutten voor de opbouw van celmateriaal en voor het vastleggen van reservestoffen (fig. 3).

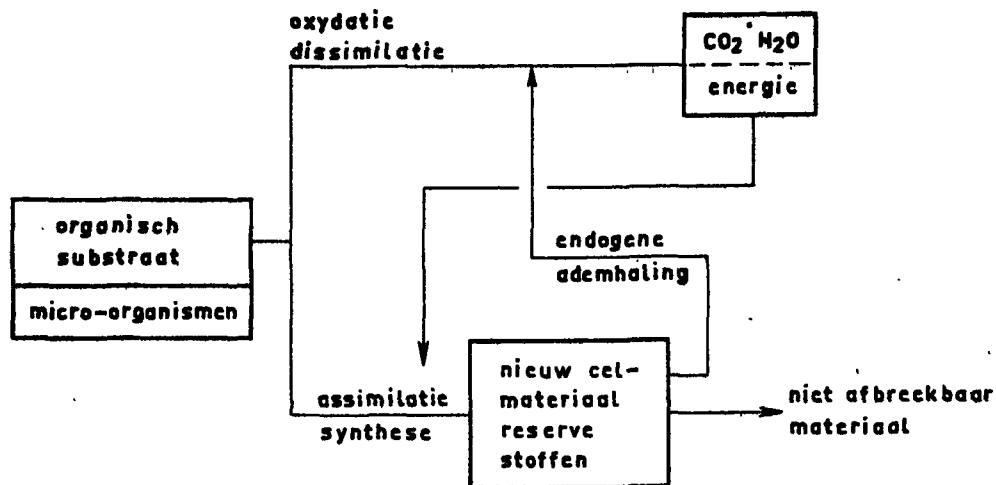


Fig. 3. Principe van het aerobe zuiveringsproces

Wanneer geen voedsel wordt toegevoerd verbruiken de microorganismen reservemateriaal tijdens de zogenaamde endogene ademhaling om de energie te leveren die vereist is om hun metabolische activiteiten in stand te houden.

Bij de oxydatiesloot worden zeer geringe hoeveelheden substraat aan de microorganismen toegevoerd ("F/M ratio"), waardoor een groot deel van het (reserve) voedsel wordt geoxydeerd en naar verhouding een kleine slibgroei of slibproduktie optreedt. Dit aspect wordt geïllustreerd in fig. 4, waarin schematisch de diverse fasen bij de groei van microorganismen wordt aangegeven.

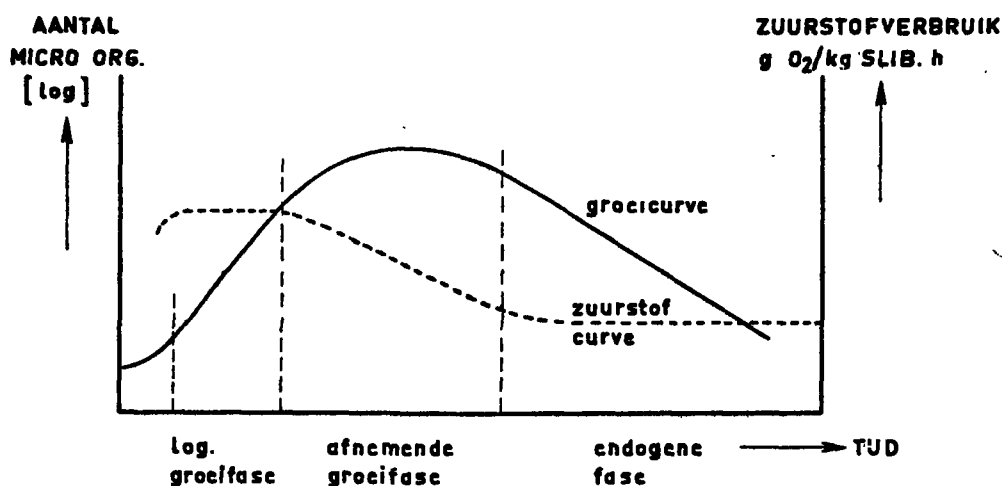


Fig. 4. Groeifasen en zuurstofverbruik van microorganismen.

Door de zeer lage slibbelasting bevindt het slib van de oxydatiesloot zich min of meer in een continue toestand van endogene ademhaling. Als gevolg hiervan is het slib dat bij dit proces wordt geproduceerd in vergaande mate gemineraliseerd en bevat weinig rotbare verbindingen. Het op deze wijze aerob gestabiliseerde slib kan zonder stankproblemen worden ontwaterd op slibdroogbedden. Deze methode van slibontwatering wordt in Nederland nog zeer veel toegepast.

2.2 Criteria voor aerobe slibstabilisatie

Het aerobe mineralisatie-of stabilisatieproces van slib wordt beïnvloed door het voedselaanbod, de temperatuur en de verblijftijd onder aerobe condities. De aerobe stabilisatie kan worden uitgevoerd in combinatie met de biologische zuivering bij de zeer laag belaste actief-slibsystemen als de oxydatiesloot. Het aldus geproduceerde slib is dan gemineraliseerd. Dit kan ook worden bereikt door slib van hoog belaste actief-slibsystemen een separate aerobe slibstabilisatie te laten ondergaan, waarbij uiteraard geen voedsel wordt toegevoerd. In lit. 4 worden aerobe slibstabilisatieproeven beschreven volgens laatstgenoemde procedure. Als criteria voor de graad van mineralisatie zijn de volgende

parameters onderzocht: slibindex, ontwaterbaarheid, gehalte aan organische en vetachtige stoffen, biochemische activiteit, respiratie en de vorming van zwavelwaterstof. Eigen bevindingen die ondersteund worden door lit. 5 en 6 wijzen aan dat de zuurstofverbruiksnelheid of respiratie een eenvoudige en betrouwbare indicator is voor de stabilisatiegraad van het slib. Een goed aerob gestabiliseerd slib heeft bij 20°C een zuurstofverbruiksnelheid van 2 - 3,5 mg O₂/g org.stof.h.

Naarmate de temperatuur hoger wordt kan bij een gelijke slibbelasting worden volstaan met een kortere periode voor stabilisatie van het slib. Dit wordt weergegeven door fig. 5, die ontleend is aan lit. 4.

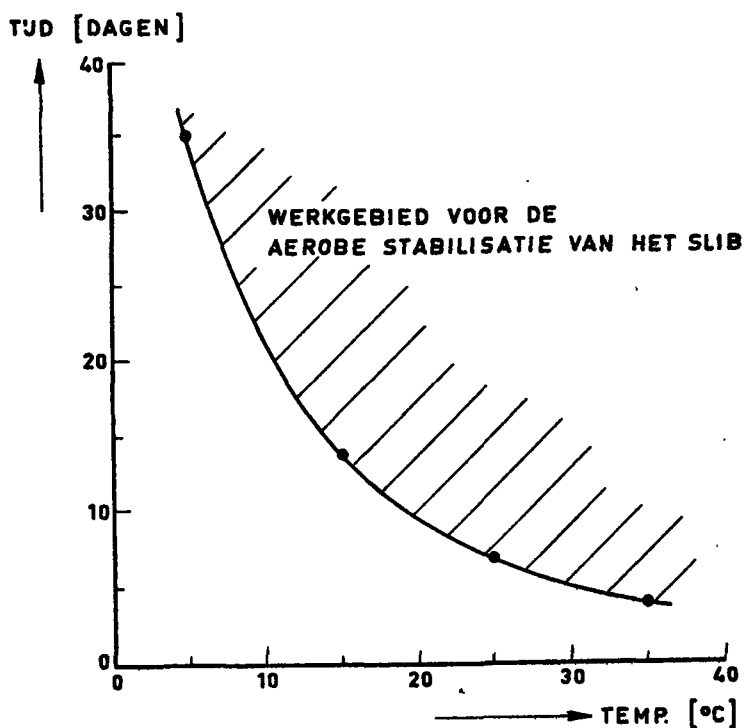


Fig. 5. Stabilisatietijd als functie van de temperatuur.

2.3 Gevolgtrekkingen

Op basis van de voorgaande beschouwingen kunnen nu reeds een aantal punten worden vermeld die direct voortvloeien uit het principe van de zeer laag belaste actiefslibsystemen.

- Bij dit type aerobe zuivering is de hoeveelheid benodigde energie aanzienlijk groter dan bij een conventionele actief-slibinrichting. Immers de biologische zuivering van het afvalwater en de verdergaande oxydatie of stabilisatie van het slib worden gecombineerd uitgevoerd.

- Hierdoor is de hoeveelheid geproduceerd slib relatief laag.
- Door de lange verblijftijd van het slib, het grote volume van de oxydatiesloot en de lange verblijftijden van het water is deze werkwijze vrij ongevoelig voor piekbelastingen.
- Door de lange verblijftijd van het water in dit systeem is de BOD reductie ($\approx 98\%$) groter dan bij conventionele actief-slib inrichtingen (tot 94%). Het verschil van 98% en 94% is klein wanneer gerekend wordt vanuit rendementsoverwegingen. Het verschil is erg groot wanneer de resterende vuillast (2 resp. 6%) wordt beschouwd die in het oppervlaktewater terecht komt. Daarnaast vindt bij de oxydatiesloot volledige nitrificatie plaats, terwijl dit bij conventionele installaties slechts ten dele het geval kan zijn.

3. ONTWERPASPECTEN

Uitgaande van de eis die gesteld wordt aan de slibbelasting om aerobe slibstabilisatie van het slib te bereiken kunnen de voornaamste ontwerpcriteria op eenvoudige wijze worden afgeleid. Voor Nederlandse omstandigheden, dat wil zeggen bij een gematigd klimaat heeft Pasveer de vereiste slibbelasting op 50 g BOD₅/kg slib.dag gesteld. Bij hogere temperaturen, zoals die bijvoorbeeld in India heersen, kan met een hogere slibbelasting worden gewerkt.

3.1 Verblijftijd water, verblijftijd slib, aeratie volume

Verondersteld wordt dat per inwoner per dag ongeveer 50 g BOD₅ wordt geproduceerd dat aanwezig is in 100 - 125 l water. Per inwoner dient derhalve in de oxydatiesloot bij de vereiste slibbelasting van 50 g BOD₅/kg slib.dag één kg slib aanwezig te zijn. Bij een slibconcentratie van 4 kg/m³ komt 1 m³ aeratieruimte overeen met 4 i.e. ofwel 250 l aeratieruimte/i.e. De gemiddelde verblijftijd van het water volgt uit de dagelijkse toevoer van 100 - 125 l per inwoner en bedraagt 2-2,5 dagen.

De slibproduktie bedraagt ongeveer 40 g slib per inwoner per dag. Per inwoner is in de aeratieruimte 1 kg slib aanwezig. De gemiddelde slibverblijftijd volgt uit: $\frac{1000 \text{ g slib/i.e.}}{40 \text{ g slib/i.e. dag}} = 25 \text{ dagen.}$

In fig. 5 is aangegeven, dat bij 15°C een slibstabilisatietijd van 14 dagen is vereist. Bij deze temperatuur wordt dus voldaan aan het criterium voor slibstabilisatie.

Bij 5°C is een gemiddelde slibverblijftijd van 35 dagen vereist. Wanneer in de winterperiode gedurende langere tijd op zeer lage temperaturen wordt gewerkt is het zinvol om het slibgehalte in het systeem te laten toenemen ter wille van de slibstabilisatie.

Bij een toenemend slibgehalte stijgt de gemiddelde slibverblijftijd. Wanneer bijvoorbeeld 1,4 kg slib per i.e. wordt aangehouden bedraagt de gemiddelde slibverblijftijd 35 dagen. De slibconcentratie is dan 5,6 kg slib/m³, waardoor in feite de slibbelasting afneemt tot ongeveer 40 g BOD₅/kg slib.dag.

Regelmatig is in het verleden de vraag gesteld of het volume per i.e. gereduceerd kan worden tot bijvoorbeeld 150 l/i.e. of de slibbelasting kan worden opgevoerd tot omstreeks 100 g BOD₅/kg slib.dag. Voor gematigde temperaturen is het antwoord duidelijk neen. In het zeer laag belaste gebied van actief-slibprocessen gaat een geringe verandering van de slibbelasting gepaard met een grote verandering in slibproductie, zoals fig. 6 aangeeft.

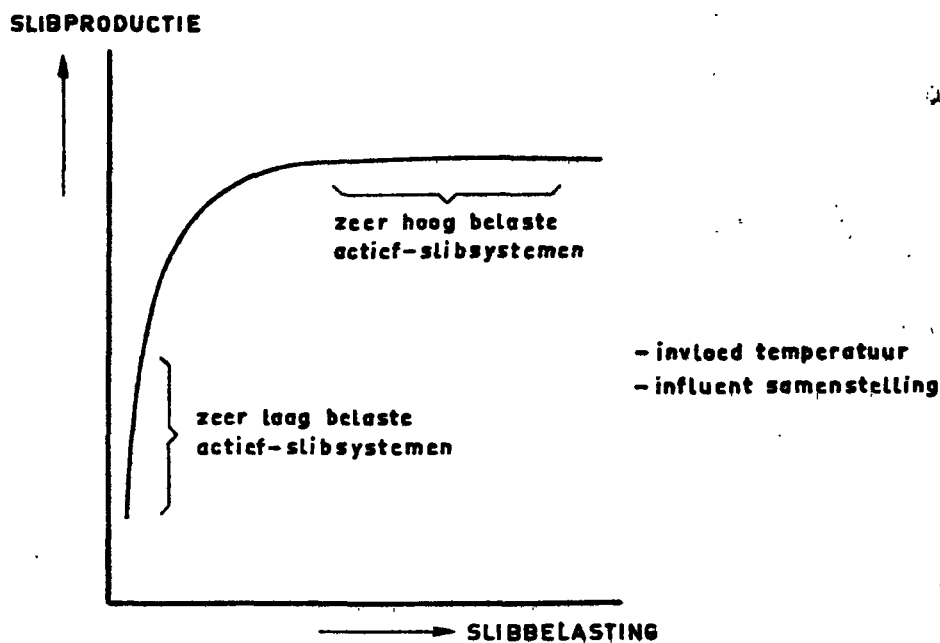


Fig. 5. Slibproductie in afhankelijkheid van de slibbelasting.

In het licht van de voorafgaande beschouwingen is het niet verwonderlijk, dat de slibstabilisatie bij kleinere volumina of hogere slibbelasting onvoldoende wordt. De keus moet gemaakt worden tussen een goed functionerende oxydatiesloot zonder slibgisting of een conventionele actief-slibinrichting. Een tussenoplossing is beslist af te raden.

3.2 Hoeveelheid zuurstof, toevoer zuurstof, energieverbruik

Het is van belang inzicht te hebben in de hoeveelheid zuurstof, die vereist is voor dit proces aangezien het verbruik aan energie hier direct mee verbonden is. De totale zuurstofbehoefte is opgebouwd uit de zuurstofbehoefte voor de BOD of COD verwijdering en de nitrificatie.

• Zuurstofbehoefte voor COD verwijdering

De hoeveelheid zuurstof die benodigd is voor de afbraak van de koolstofverbindingen kan worden aangegeven op basis van een COD balans. Per inwoner wordt per dag 100 - 120 g COD \approx 54 g BOD₅ aan het afvalwater toegevoegd. In het effluent is per inwoner per dag ongeveer 10 g COD aanwezig. Daarnaast ontstaat slib, waarvan de COD waarde 30 - 40 g bedraagt. Hieruit volgt, dat de vereiste hoeveelheid zuurstof (COD) per inwoner per dag voor de afbraak van de koolstoftrap ongeveer 65 g O₂ is.

• Zuurstofbehoefte voor nitrificatie

Per inwoner wordt per dag ongeveer 10 g stikstof aan het afvalwater toegevoegd. Bij de synthese- of assimilatieprocessen wordt ca. 2,5 g N vastgelegd in het slib. Voor de oxydatie van 1 g N-kj is 4,57 g zuurstof vereist. Als gevolg van de zeer lage slibbelasting vindt bij de oxydatiesloot volledige nitrificatie plaats. Hiervoor is derhalve $7,5 \times 4,57 = 35$ g O₂ vereist.

De totale zuurstofbehoefte bij de zeer laag belaste actief-slibsystemen volgt uit de voorgaande benaderingen en bedraagt omstreeks 100 g O₂ per inwoner per dag. Hieruit volgt een belangrijke ontwerpnorm, te weten de verhouding tussen de vereiste hoeveelheid toe te voeren zuurstof en de BOD₅ toevoer. Deze verhouding wordt uitgedrukt door de term OC/BOD₅ load en bedraagt minimaal $\frac{100}{54} \approx 2$. Bij het

ontwerpen van zeer laag belaste actief-slibsystemen wordt met het oog op dagelijkse variaties in aanvoer e.d. vaak een verhouding van 2,5 aangehouden.

Het zuurstoftoevoervermogen van een beluchtingssysteem (oxygenation capacity, OC) wordt veelal opgegeven in termen van $\text{kg O}_2/\text{kWh}$ bij standaardcondities (10 of 20°C, opgeloste zuurstof 0 mg/l en "schoon" water). Het is noodzakelijk correcties aan te brengen voor de zuurstofoverdracht onder praktijkomstandigheden. Deze correcties betreffen de invloed van de temperatuur, de invloed van de zuurstofconcentratie en de eigenschappen van de slib suspensie (hoeveelheid en aard van het slib, oppervlaktetensioning e.d.). Een gedetailleerde discussie over beluchtingssystemen wordt elders in de cursus gegeven. Hier wordt volstaan met aan te geven, dat de zuurstofoverdracht onder praktijkcondities veelal een factor 0,6 - 0,8 bedraagt van de zuurstofoverdracht bij standaardcondities.

• Energieverbruik

De OC-waarden van beluchtingssystemen liggen veelal tussen 1,8 - 2,2 $\text{kg O}_2/\text{kWh}$. Bij oxydatiesloten wordt ondermeer de kooirotor (\emptyset 70 cm) toegepast. Bij een indompeldiepte van 16 cm en 75 rpm wordt ca. 2,0 $\text{kg O}_2/\text{kWh}$ bij standaardcondities overgedragen [7].

Hieruit kan het energieverbruik voor aeratie per inwoner per jaar worden berekend:

per inwoner per dag 100 g O_2 te leveren door een kooirotor met 70% efficiency en 2,0 $\text{kg O}_2/\text{kWh}$ houdt in:

$$\frac{365 \times 100}{0,7 \times 2000} \approx 25 \text{ kWh/i.e. per jaar.}$$

Bij conventionele actief-slibsystemen worden 50% lagere waarden opgegeven.

3.3 Circulatiesnelheid, vermogen per m^3 aeratieruimte

Behalve de zuurstoftoevoer is de suspendering van het slib een essentiële voorwaarde bij een goed functionerend actief-slibproces. Bij een circulatiesnelheid, die aanzienlijk lager ligt dan 30 cm/s kan sedimentatie van slib in het circuit of de beluchtingsruimte optreden. Bij snelheden die hier duidelijk boven liggen ontstaat een

afname in het verschil tussen de omtreksnelheid van de rotor en de circulatiesnelheid van de vloeistof, waardoor afname in de zuurstofoverdracht optreedt [7].

De vermogenstoevoer per m³ aeratieruimte volgt uit het energieverbruik per inwoner per jaar 25 kWh. Eén m³ aeratieruimte komt volgens de ontwerpnormen overeen met 4 i.e. of 4 x 25 kWh per jaar. Hieruit volgt een vermogenstoevoer van $\frac{4 \times 25 \times 1000}{365 \times 24} = 11,5 \text{ W/m}^3$ ofwel ca. 3 W/i.e.

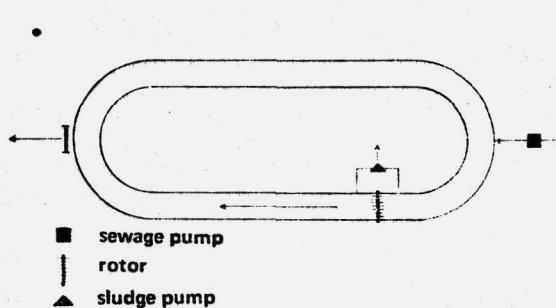
Dit vermogen is ruim voldoende om het slib goed in suspensie te houden.

4. ONTWIKKELING EN TOEPASSING

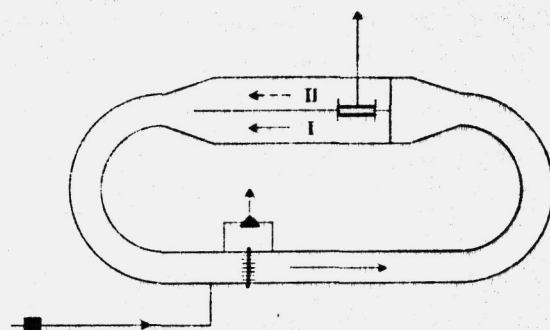
In 1953 werd de eerste oxydatiesloot in Voorschoten (400 i.e. - stichtingskosten f 10.350,-) in bedrijf gesteld. Er ontstaat een grote belangstelling vanuit de praktijk voor de oxydatiesloot die uitstekend blijkt te functioneren. Er verschijnen dergelijke zuiveringsinrichtingen bij de v.d. Berghstichting in Noordwijk, Benschop, Oude Schild, Dreischor en enkele andere plaatsen, alle gekenmerkt door afwezigheid van een nabezinkingstank, horizontale rotorbeluchting en zeer eenvoudige bouw. Zij leveren surplusslib, dat zonder meer op droogbedden kan worden verwerkt. Hoewel de oxydatiesloot aanvankelijk bedoeld was voor kleine woongemeenschappen met huishoudelijk afvalwater, wordt dit type zuiveringsinrichting toch steeds groter ontworpen.

Omstreeks 1965 worden inrichtingen van 5000 i.e. gebouwd, die veelal continu werken. In deze jaren levert de Staatsmijnen het (in omvang zeer grote 250.000 - 400.000 i.e.) bewijs, dat de oxydatiesloot kan worden toegepast voor een aantal soorten industrieel afvalwater. Vooral na 1965 ontstaat er meer begrip en waardering voor de "Pasveersloot" mede in verband met de nagenoeg volledige nitrificatie en de hoge BOD-verwijdering die bereikt kunnen worden. De oxydatiesloot wordt dan een zware concurrent voor oxydatiebedden en hoog belaste actiefslibinrichtingen [8].

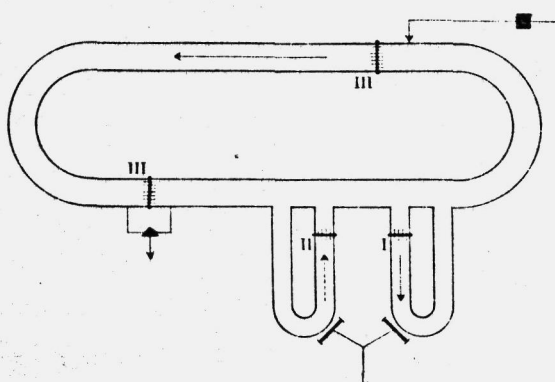
In figuur 7 zijn een aantal voorbeelden van uitvoeringen van oxydatiesloten weergegeven.



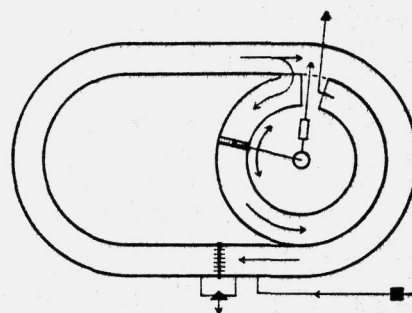
oxydatiesloot type Voorschoten



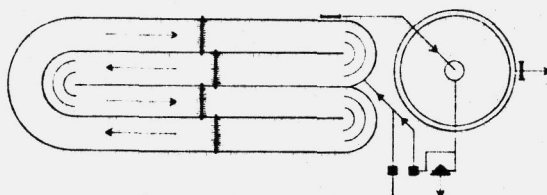
oxydatiesloot type Berkel



oxydatiesloot type Noordwijk



oxydatiesloot type kettingkast met nabezinking



oxydatiesloot met nabezinktank
type Scherpenzeel

Fig. 7. Uitvoeringen van oxydatiesloten [11]

Indien kooiroteren (TNO) of hoekijzerrotoren (Spaans) met een diameter van 0,7 m worden toegepast is de maximaal toelaatbare vloeistofdiepte 1,25 - 1,50 m. Hierdoor ontstaan relatief grote (in oppervlak) installaties, hetgeen voor kleinere capaciteiten veelal geen bezwaar oplevert. Voor grotere installaties wordt de situatie anders:

illustratie: Bij een vloeistofdiepte van 1,25 m en een ontwerpcapaciteit van 50.000 i.e. bedraagt het oppervlak van de aeratieruimte bij toepassing van de ontwerpnorm 250 l/i.e.:

$\frac{50.000 \times 0,250}{1,25} = 10.000 \text{ m}^2$ ofwel $0,5 \text{ m}^2/\text{i.e.}$. De bijbehorende rotorlengte wordt als volgt berekend. De zuurstoftoevoercapaciteit bedraagt per meter rotorlengte onder praktijkomstandigheden ca. $2,1 \text{ kg O}_2/\text{h.m.}$ ($\approx 50 \text{ kg O}_2/\text{dag.m}$). Per inwoner is per dag ongeveer 100 g O_2 vereist (zie hoofdstuk 3), zodat 1 m rotorlengte overeenkomt met 500 i.e. . Voor 50.000 i.e. is derhalve totaal 100 m rotorlengte vereist. Zonder tussenondersteuning wordt meestal als maximale rotorbreedte 6 m aangehouden. Met de constructiekosten van de rotoren zal derhalve een groot bedrag gemoeid zijn.

In Duitsland heeft Passavant de zogenaamde mammoetrotor ontwikkeld, die eveneens horizontaal worden uitgevoerd, maar in tegenstelling tot eerder genoemde rotoren een diameter van 1 m heeft. Hierdoor is het mogelijk met een vloeistofdiepte van $2,5 \text{ m}$ te werken, als gevolg waarvan het benodigde oppervlak van de aeratieruimte uit het voorbeeld wordt gehalveerd tot $0,25 \text{ m}^2/\text{i.e.}$ In Nederland werkt de oxydatiesloot van de r.w.z.i. Vollenhove (20.000 i.e.) met mammoetrotoren bij genoemde vloeistofdiepte [9].

Aan het eind van de zestiger jaren wordt de Carrousel modificatie van de oxydatiesloot door het ingenieursbureau DHV (Dwars, Heederik en Verhey) ontwikkeld. In figuur 8 is de prinsieschets van deze installatie opgenomen.

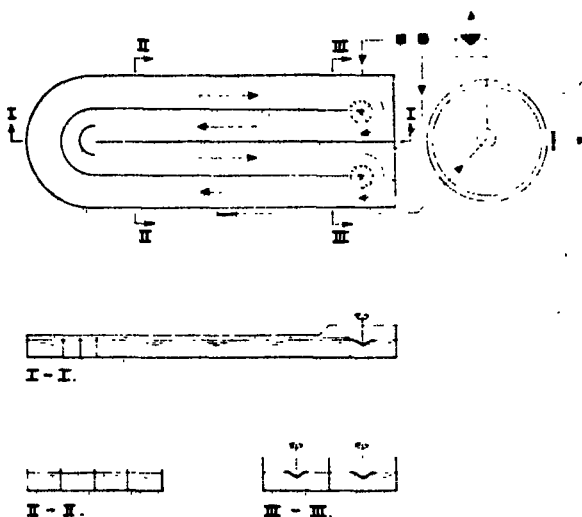


Fig. 8. Carrousel installatie

De verticale beluchtingsrotor (Simcar) voorziet in de zuurstof-toevoer en brengt tevens voldoende circulatiesnelheid te weeg (30 cm/s) ten einde sedimentatie van de slibvlokken te voorkomen. De diameter van de beluchter bepaalt tevens de toepasbare vloeistofdiepte. Bij een rotordiameter van 2,5 - 4 m kan bijvoorbeeld 4-5 m vloeistofdiepte worden gekozen. De zuurstoftoevoercapaciteit van de verticale puntbeluchter is afhankelijk van de diameter, het toerental en de indompeldiepte. Het is mogelijk om een installatie van 50.000 i.e. (ons voorbeeld) uit te voeren met twee puntbeluchters met zuurstoftoevoercapaciteit overeenkomend met 25.000 i.e. Dit brengt een aanzienlijke verlaging van de constructiekosten met zich mede vergeleken met de 100 m rotorlengte (\emptyset 0,7 m), die eerder werd uitgerekend [10, 11]. De eerste Carousel installatie werd in 1968 in Oosterwolde (Fr.) gebouwd en heeft een zuiveringscapaciteit van 14.000 i.e.

Sindsdien zijn er vele tientallen installaties binnen en buiten Nederland gebouwd, die zowel huishoudelijk als industrieel afvalwater volgens de oxydatieslootprincipes behandelen. Voor de grote installaties > 100.000 i.e. is het benodigde terreinoppervlakte ongeveer gelijk aan dat van de conventionele actiefslib-inrichtingen.

Als laatste uitvoeringsvorm van de oxydatiesloot zal hier aandacht worden besteed aan de Schreiber-installatie, die onlangs in Nieuw Lekkerland (7.500 i.e.) in bedrijf is gesteld. In deze installatie die uitgevoerd is met bellenbeluchting, worden de bevindingen van Pasveer en Sweeris [12] aangaande de invloed van de horizontale waterstroming op het zuurstoftoevoervermogen toegepast (zie fig. 9).

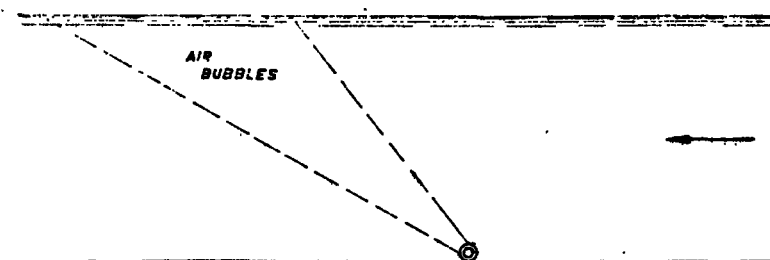


Fig. 9. Verdeling van luchtbellen bij horizontale stroming bij diffused-air beluchting.

Als gevolg van de horizontale stroming van het water neemt de gemiddelde contacttijd van de bellen met het water toe, waardoor verhoging van de efficiency van de zuurstofoverdracht mogelijk is. In de praktische uitvoering wordt gewerkt met een roterende beluchtingsbrug, die het water in een horizontale stroming brengt. Tevens wordt stationaire beluchting toegepast (fig. 10).

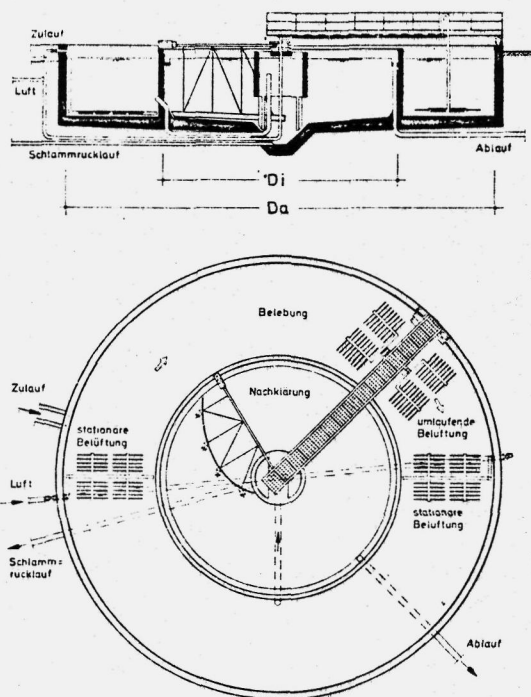


Fig. 10. Zeer laag belaste actief-slibinrichting met tegenstroom-bellen beluchting (Schreiber)

De behandelde typen zeer laag belaste actief-slibsystemen verschillen in uitvoeringsvorm of wijze waarop de beluchting plaatsvindt. Er zijn meerdere varianten of modificaties te vermelden. Alle worden evenwel gekenmerkt door het voornaamste criterium, te weten: de slibbelasting van $50 \text{ g BOD}_5/\text{kg slib.dag}$.

Alle installaties, die werken volgens deze grondslag, dat wil zeggen volgens de principes van de oxydatiesloot, worden gerekend tot de categorie zeer laag belaste actief-slibsystemen.

Alle soorten afvalwater van huishoudelijke of industriële oorsprong waarin afvalstoffen aanwezig zijn die biologisch afbreekbaar zijn en dat geen of in beperkte mate verbindingen bevat die de microbiologische processen verstoren kunnen volgens oxydatieslootprincipes worden behandeld. Bij afvalwater van industriële oorsprong

ontstaan soms specifieke problemen die samenhangen met het karakter van het afvalwater, bijvoorbeeld éézijdige samenstelling. Deze problemen staan niet in verband met de oxydatiesloot als zuiveringsmethode. In tegendeel, door de grote buffercapaciteit van de zeer laag belaste actief-slibsystemen, is de gevoeligheid voor schokbelastingen of een beperkte toevoer van ongewenste verbindingen geringer dan bij conventionele actief-slibsystemen.

De toepassing van genoemde principes vindt plaats bij eenheden van enkele i.e.'s voor huishoudelijk gebruik als alternatief voor septic tanks tot zeer grote installaties met capaciteiten ver boven 100.000 i.e.

Een selectie van toepassingen bij industrieel afvalwater al of niet gemengd met huishoudelijk afvalwater wordt gegeven in lit. 1 en 2. Hiertoe behoren afvalwateren van zuivel-, bio-, conserven-, brouwerij-, textiel-, leerloo-, olie-, verwerkende- en chemische industrie.

5. ECONOMISCHE ASPECTEN

In dit hoofdstuk wordt in het kort ingegaan op enkele economische aspecten van zeer laag belaste actief-slibinrichtingen. Zoals reeds eerder is vermeld vindt een bijzonder goede zuivering van het afvalwater plaats. Behalve de zeer hoge BOD-reductie (tot 98%) worden ook de zuurstofonttrekkende stikstofverbindingen nagenoeg volledig geoxydeerd.

Dit heeft gunstige aspecten voor de heffing op de restvervuiling, die volgens de bijlage bij de WVO is gebaseerd op:

$$\text{aantal heffingsequivalenten} = Q \times \frac{2,5 \text{ BOD} + 4,57 \text{ N-Kj}}{180}$$

waarin Q - hoeveelheid water $[\text{m}^3]$
BOD - biochemische zuurstofverbruik $[\text{g}/\text{m}^3]$
N-kj- hoeveelheid Kjeldahlstikstof $[\text{g}/\text{m}^3]$

De aerobe stabilisatie van het slib bij de zeer laag belaste actief-slibinrichtingen vereist naar verhouding veel energie indien als vergelijking een conventionele actief-slibinrichting met anaerobe

slibgisting wordt beschouwd. Het directe energieverbruik voor de zuivering van afvalwater bedraagt in 1985 maximaal ca. 0,2% van het totale directe energieverbruik in Nederland. De hoeveelheid energie die nog kan worden bespaard door bij het bouwen van zuiveringsinrichtingen methoden van energiebesparing toe te passen is slechts 0,02% van het totale energieverbruik in Nederland in 1985. Eigen energieopwekking in rioolwaterzuiveringsinrichtingen is goed mogelijk. Men moet zich echter wel bewust zijn van de beperkingen van dergelijke systemen en rekening houden met extra kosten voor reserveaansluitingen en voor stand-by aansluitingen op het openbare net van elektriciteit- en gasvoorzieningen. Deze conclusies en andere beschouwingen over waterzuivering en energie worden uitvoering behandeld door Zeper [13]. Ook Gast gaat in op deze materie in samenhang met de behandeling van tweetrapssystemen [14, deze cursus].

Tot slot worden in de onderstaande tabel enkele gegevens samengebracht die betrekking hebben op de totale investeringskosten (mechanische en biologische reiniging inclusief slibverwerking) en de jaarlijkse kosten van oxydatiesloten. De gegevens zijn afkomstig van lit. 30 (Heyn-RIZA).

Capaciteit i.e.	slibverwerking	Investeringskosten gulden	Jaarlijkse kosten gulden
30.000	droogbedden handgeruimd	136,50	23,16
30.000	zeefbandpers	129,40	24,46
70.000	droogbedden mech.geruimd	133,50	18,62
70.000	zeefbandpers en slibdroger	120,10	21,56
200.000	zeefbandpers en slibdroger	97,00	16,71

De gegevens betreffen het prijspeil van begin 1974.

6. VERDERGAANDE ZUIVERING VAN AFVALWATER

Bij de aerobe biologische zuivering van afvalwater wordt op betrekkelijk eenvoudige wijze en tegen relatief lage kosten het grootste deel van de in stedelijk afvalwater voorkomende biologische afbreekbare, zuurstofonttrekkende stoffen verwijderd. Hiertoe behoren koolstof- en stikstofverbindingen zoals eiwitten, koolhydraten, vetten en ureum. Bemestende stoffen, vooral fosfor- en stikstofverbindingen, slecht of niet biologisch afbreekbare organische stoffen (bijvoorbeeld gechloreerde koolwaterstoffen en andere persistente verbindingen), anorganische zouten, zware metalen en pathogene microorganismen worden in de biologische zuivering slechts ten dele verwijderd. Deze stoffen vormen derhalve in het gezuiverde afvalwater een restverontreiniging en kunnen na lozing de kwaliteit van het oppervlaktewater nadelig beïnvloeden. Het beoordelen van de waterkwaliteit is afhankelijk van het gebruikdoel; er is ten aanzien van water geen universeel kwaliteitsoordeel mogelijk [15]. De criteria voor de kwaliteit van het gezuiverde afvalwater in de komende jaren zullen afgestemd moeten worden op het toekomstige kwaliteitsbeheer van het oppervlaktewater. Daartoe is echter nog veel onderzoek nodig naar de ecologische aspecten van lozing van gezuiverd afvalwater op oppervlaktewater (bestudering van dosis-effect relaties). Zie figuur 11.

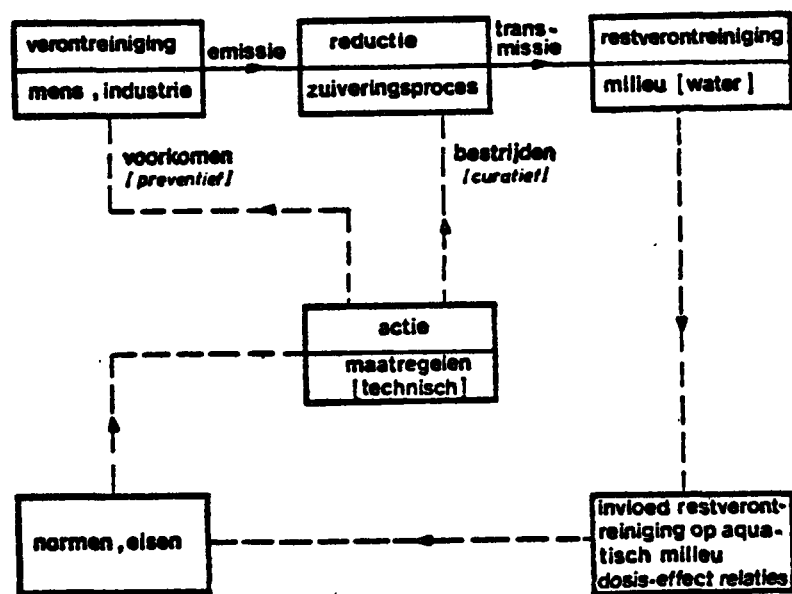


Fig. 11. Relatieschema [16]

Prognoses over toekomstige criteria zijn uiterst schaars. Het is niet uitgesloten dat in de komende 5 à 10 jaar de verdergaande zuivering van fosfaat en wellicht ook van stikstof geleidelijk zal worden ingevoerd. Plaatselijke omstandigheden zouden op kortere termijn tot aanvullende technische maatregelen kunnen leiden. Verscherping van de eisen voor lozing van gezuiverd afvalwater op oppervlaktewater noopt tot intensivering van de afvalwaterzuivering. Het is duidelijk, dat waar de biologische zuivering tekort schiet, andere of aanvullende zuiveringsmethoden moeten worden toegepast [16].

In het kader van de behandeling van zeer laag belaste actief-slibsystemen is het zinvol om na te gaan wat de mogelijkheden zijn voor verdergaande zuivering in genoemde zuiveringsinrichtingen.

Hiertoe zullen de biologische denitrificatie en de simultane defosfatering worden besproken.

7. BIOLOGISCHE DENITRIFICATIE

Er zijn een aantal motieven, waarom het gewenst is stikstofverbindingen, ook in geoxydeerde vorm, uit afvalwater te verwijderen. De voornaamste motieven zijn:

- stikstofverbindingen afkomstig van afvalwater kunnen een belangrijke rol spelen bij eutrofiëringsproblemen;
- bij een te hoog gehalte aan nitraat in drinkwater bestaat de kans op methaemoglobinaemia, waardoor de zuurstofopnamecapaciteit van het bloed vermindert (z.g. "blue baby's");
- wordt biologische denitrificatie toegepast dan kan een deel van de zuurstof die nodig is voor nitrificatie worden gebruikt, waardoor het energieverbruik daalt.

De praktische toepasbaarheid van biologische denitrificatie in de oxydatiesloot werd reeds in 1964 door Pasveer [19] aangegeven. Gebaseerd op deze waarnemingen is een octrooi aangevraagd en verleend, waarin de biologische denitrificatie beschreven staat, die verkregen kan worden door afwisseling van de volgende processtappen:

- (i) mengen van influent met genitrificeerde slib/water suspensie in afwezigheid van zuurstof;
- (ii) nitrificatie en BOD-afbraak met zuurstoftoevoer;
- (iii) bezinken en afvoer van effluent;
- (iv) toevoer influent, waarna weer (i) tot en met (iii) volgt.

Deze combinatie van oxydatie en denitrificatie wordt het oxydenitroproces (ODN) genoemd [20]

7.1 Principe van nitrificatie

De ammoniakale en organische stikstofverbindingen die aanwezig zijn in het afvalwater worden, eventueel na hydrolyse, voornamelijk door twee soorten chemo-autotrofe* nitrificerende bacteriën geoxydeerd tot nitraat. Schematisch kan de stikstofoxydatie als volgt worden weergegeven:

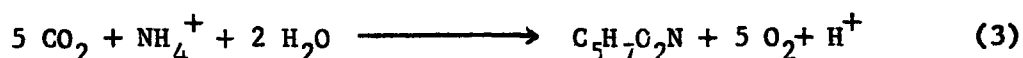


* Autotrofe microorganismen gebruiken CO_2 als de koolstofbron voor de opbouw van celmateriaal. Chemo-autotrofe microorganismen verkrijgen de energie die nodig is voor de assimilatie uit oxydatie van anorganische verbindingen zoals NH_4^+ .

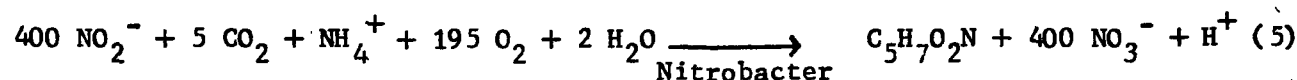
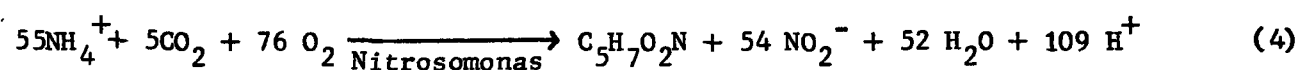
Volgens deze reacties is voor de volledige oxydatie van 1 g N uit het ammonium een hoeveelheid zuurstof van 4,57 g vereist.

Bovengenoemde reacties leveren de energie die nodig is voor de groei van de nitrificerende bacteriën, waardoor een gedeelte van de stikstof wordt geassimileerd in celprotoplasma waarbij CO_2 wordt gebruikt als koolstofbron.

Wordt voor de brutoformule van de cel $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ aangehouden, dan kan de assimilatiereactie beschreven worden door:



De samenhang van deze nitrificatie en assimilatie wordt wel aangegeven door:

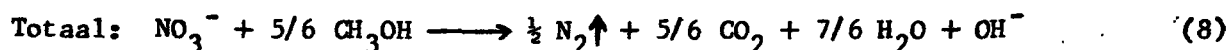
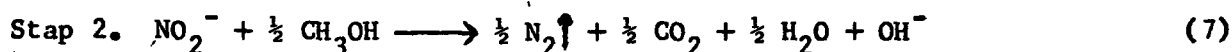
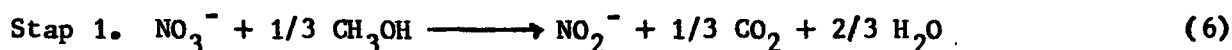


Hieruit blijkt, dat slechts een geringe fractie van de beschikbare stikstofverbindingen omgezet wordt tot celmateriaal. Uitgebreide informatie over de kinetiek van de relatief langzaam groeiende nitrificerende microorganismen wordt ondermeer gegeven door Downing en Hopwood [21]. Hier zij slechts vermeld, dat als gevolg van de lange slibverblijftijden in de oxydatiesloot zelfs bij lage wintertemperatuur nagenoeg volledige nitrificatie wordt bereikt.

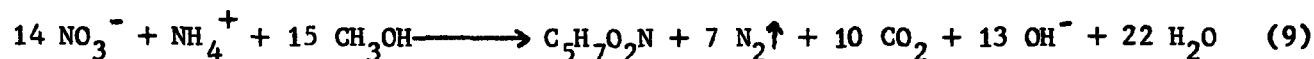
7.2 Principe van denitrificatie

Een groot aantal microorganismen, voornamelijk heterotrofe* bacteriën zijn in staat om bij afwezigheid van fysisch opgeloste zuurstof, de zuurstof die aanwezig is in nitraat of nitriet te gebruiken als waterstofacceptor tijdens het oxydatieproces waarbij organisch materiaal wordt afgebroken en energie wordt geproduceerd. Wordt bijvoorbeeld methanol gebruikt als koolstofbron dan kunnen de volgende reacties worden opgesteld:

*Heterotrofe microorganismen gebruiken organische koolstofverbindingen voor de opbouw van celmateriaal. De energie die voor de assimilatie benodigd is wordt verkregen door gedeeltelijke oxydatie van het aangeboden organische voedsel (substraat).

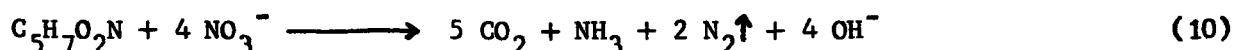


Uit vergelijking (8) blijkt dat denitrificatie gepaard gaat met pH verhoging. De samenhang van denitrificatie en assimilatie kan voor deze situatie met methanol als organische koolstofbron beschreven worden door :



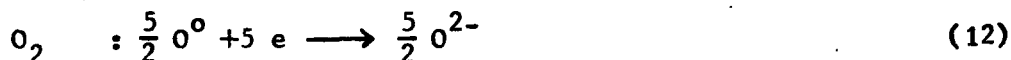
In plaats van methanol kan ook de zuurstofbehoefte van het influent (weergegeven als BOD of COD-waarde) als drijvende kracht voor de denitrificatie worden gebruikt.

Daarnaast is het ook mogelijk om de zuurstofbehoefte van de endogene ademhaling te benutten voor het denitrificatieproces. Hierbij worden in afwezigheid van een externe voedselbron de opgeslagen reservestoffen afgebroken om energie te leveren voor het instand houden van de metabolische activiteiten van de cel. Dit proces kan weergegeven worden door:

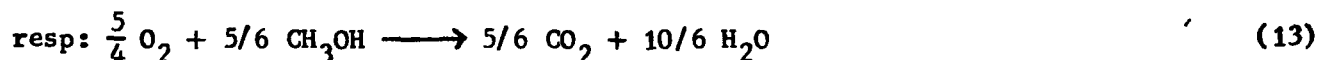
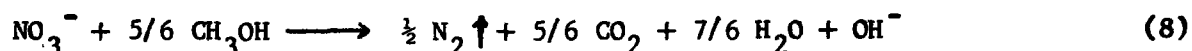


7.3 Zuurstofrendement

Bij nitrificatie wordt voor de oxydatie van 1 g N-NH₃, 4,57 g zuurstof gebruikt. Bij denitrificatie kan een gedeelte van de zuurstof, die in het nitraat aanwezig is gebruikt worden voor de oxydatie van organische materiaal. Dit aspect kan worden geïllustreerd door via elektronenoverdracht na te gaan met hoeveel zuurstof 1 atoom N-NO₃ overeenkomt voor wat betreft het oxydatievermogen:



Toegepast op vergelijking (8) vinden we dan:



dus 1 at N^{5+} komt overeen met $\frac{5}{2}$ at. zuurstof of wel 1 g $N-NO_3$ levert $\frac{5}{2} \times \frac{16}{14} = 2,86$ g O_2 effectief voor oxydatie. Aangezien 1 g $N-NH_3$ voor nitrificatie 4,57 g O_2 heeft verbruikt kan door middel van denitrificatie 62,5% van deze hoeveelheid zuurstof maximaal worden teruggewonnen.

Voor BOD- of COD-reductie en nitrificatie wordt bij het oxydatieslootproces per dag per inwoner ongeveer 100 g zuurstof verbruikt. Voor nitrificatie is ca. 35 g zuurstof vereist. De maximale reductie in zuurstofverbruik bij volledige nitrificatie en volledige denitrificatie bedraagt derhalve niet meer dan ruim 20%.

7.4 Praktische uitvoering van biologische denitrificatie

De huidige inzichten in het proces van biologische denitrificatie zijn, theoretisch zowel als technologisch gezien, zo ver ontwikkeld dat praktische toepassing zeer goed mogelijk is. Er zijn speciale systemen ontwikkeld, waarin op vele wijzen gepoogd wordt om hoge denitrificatiesnelheden te bereiken. Zo worden meertrapssystemen onderscheiden, waarin de nitrificatie- en denitrificatieprocessen en de bijbehorende slibben van elkaar gescheiden zijn. Behalve de uitvoering in actief-slibprocessen worden ook systemen met gepakte bedden ontwikkeld. Als elektronendonor voor de denitrificatiestap kunnen de organische stoffen uit het afvalwater worden gebruikt of kan een speciaal toegevoegde stof, zoals methanol, fungeren.

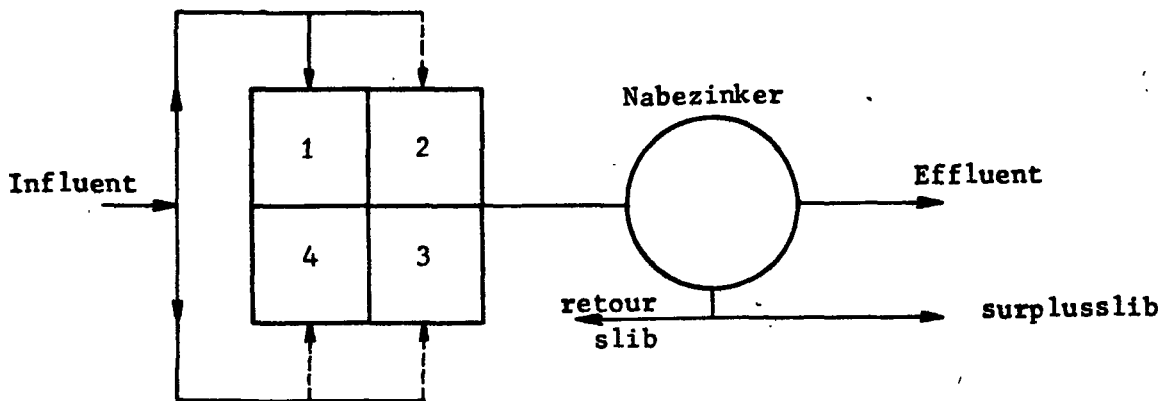
De meeste zuiveringsinrichtingen, die in Nederland in werking zijn of die binnen enkele jaren gebouwd zullen worden, beogen in de eerste plaats de onttrekking van de zuurstofverbruikende componenten van het afvalwater, met andere woorden BOD-reductie en nitrificatie. Thans zijn discussies gaande over de noodzaak om eveneens denitrificatie toe te passen. Het blijkt, dat in zeer laag belaste actief slibsystemen, die ontworpen zijn voor de eerder genoemde doelstellingen, denitrificatie zeer goed uitvoerbaar is. Er zullen nu een aantal relevante voorbeelden worden behandeld, waarmee wordt aangetoond dat door geringe modificaties van bestaande systemen een aanzienlijke stikstofeliminatie kan plaatsvinden. Het streven is om aan te duiden dat noch de uitvoeringsvorm (intermitterende/continue werkwijze), nog de wijze van beluchten (oppervlakte/bellenbeluchting) toepassing van denitrificatie behoeven te belemmeren.

7.4.1. Voorbeelden van intermitterende (discontinue) werkwijze

Het kenmerk van een intermitterende werkwijze is dat, in de tijd gezien, een verandering in de functie van een systeem of een onderdeel daarvan plaatsvindt. Bij een continue werkwijze is een bepaalde processtap gekoppeld aan de plaats in het systeem. Een intermitterende werkwijze voor nitrificatie/denitrificatie behoeft niet te betekenen, dat het afvalwater niet continu kan worden toegevoerd.

1. Discontinue oxydenitroproces

Het door Pasveer ontwikkelde discontinue oxydenitroproces is gebaseerd op vroegere waarnemingen bij de discontinue oxydatiesloten. Aan het begin van de beluchtingsperiode wordt influent toegevoegd. Indien in deze periode de zuurstofbehoefte groter is dan de zuurstoftoevoer ontstaat een zuurstoftekort en treedt denitrificatie op. Bij dit oxydenitroproces wordt de tijdsduur van de denitrificatiestap geregeld bij het mengen van influent met genitrificeerde slib/water suspensie in afwezigheid van zuurstof. Voor uitgebreide informatie over dit proces, dat weergegeven is in fig. 12, wordt verwezen naar lit. 20



Per Bak

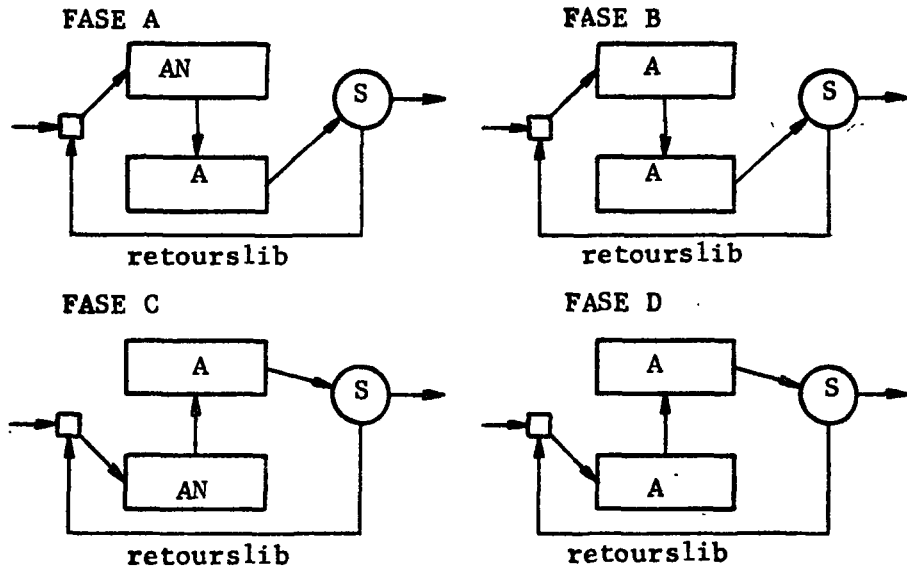
Toevoer influent + denitrificatie 1h
Beluchting + nitrificatie 3h
cyclysduur 4h

Continue toevoer van influent

Fig. 12. Discontinue oxydenitroproces [20]

2. Bio-denitroproces

In Denemarken is het zogenaamde bio-denitroproces in toepassing [22]. Dit proces heeft eveneens de alternerende processtappen van denitrificatie en nitrificatie. Het systeem bestaat uit twee reactietanks, bijvoorbeeld oxydatiesloten, en één nabezinker. De twee oxydatiesloten zijn in serie verbonden. Het influent gaat afwisselend naar beide oxydatiesloten. Het principeschema is weergegeven in fig. 13. In een testinstallatie, die bestaat uit 2 oxydatiesloten van 600 m³, werd 90% N-reductie gevonden. Een installatie van 100.000 i.e. is in aanbouw.



Volgorde processtappen

Fase A - D

System

A - Aerobe situatie
AN- Anaerobe situatie

2 oxydatiesloten
nabezinker

Fig. 13. Bio-denitroproces [22]

7.4.2 Voorbeelden van continue werkwijze

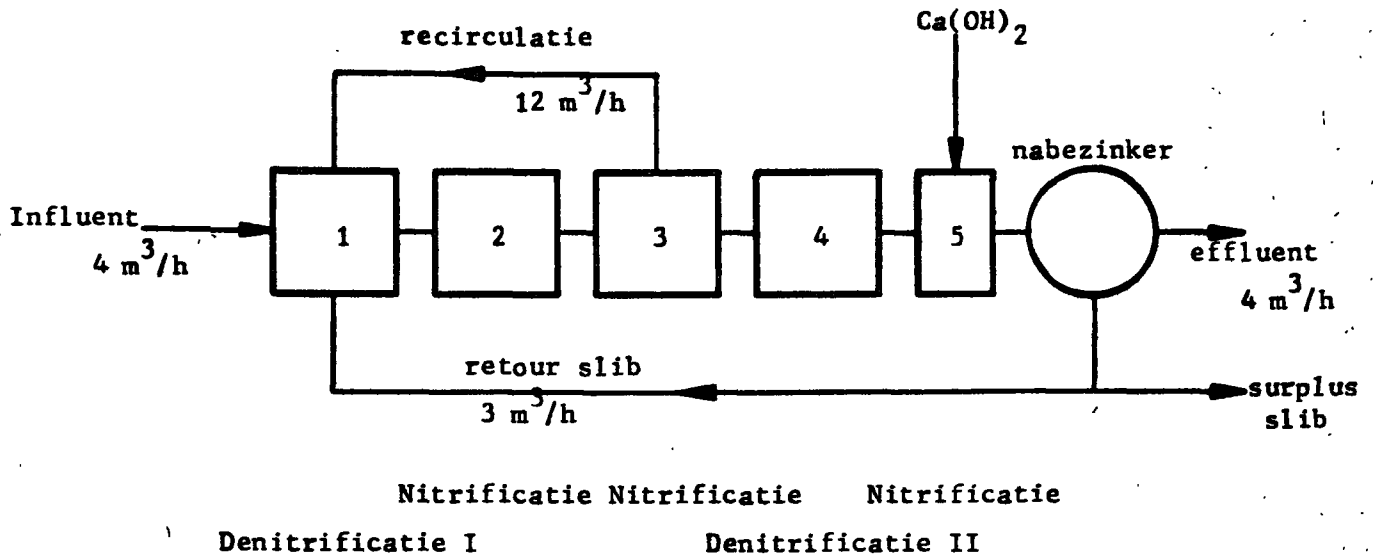
Bij de continue werkwijze voor denitrificatie worden bepaalde delen van het systeem in anaerobe situatie gehouden. Om te allen tijde aan de eis van volledige nitrificatie te voldoen en daarnaast zo ver mogelijk te denitrificeren is een flexibele uitvoering van het proces vereist. Als voornaamste voorwaarde kan gelden de mogelijkheid om op eenvoudige wijze de processen van nitrificatie en denitrificatie te regelen.

1. Continue oxydenitroproces

Het proces dat in studie is bij het IG-TNO wordt in lit. 17 besproken.

Het schema van de 500 i.e. installatie wordt gegeven in fig. 14.

FIG. : 500 i.e. zuiveringsinrichting van het IG-TNO, Delft.



Voorbeeld van de werking van dit systeem (2.12.1974 - 10°C)

Analyses	influ-ent	B 1	B 2	B 3	B 4	B 5	nabe-zinker effluent
COD mg/l	501	33					23
N-Kj mg/l	43.4	9.5	3.9	1.8	1.1	1.2	1.0
N-NH ₃ mg/l		7.5	1.5	0.2	0.4	0.3	0.3
N-NO ₃ mg/l		4.6	10.7	12.6	8.5	9.6	7.0
P-tot mg/l	11.0					1.5	2.0
pH		8.00	7.70	7.70	7.75	8.65	

Fig. 14. Continue oxydenitroproces [17]

Analoge uitvoeringsvormen worden toegepast in Zuid-Afrika door Barnard [23] en door Dijkstra en Tietema - D.S.M. [24]. Met deze uitvoeringsvormen kan een hoog stikstofverwijderingspercentage worden bereikt.

Bij het ontwerp van deze installaties staat primair het doel van stikstofverwijdering voor ogen.

Interessant zijn de ontwikkelingen, waarbij in bestaande systemen, die ontworpen zijn voor nitrificatie, door geringe modificaties eveneens vergaande stikstofverwijdering kan worden gerealiseerd. Hiervan zullen een aantal voorbeelden worden gegeven.

2. Carrousel uitvoering

In de Carrousel-uitvoering van de oxydatiesloot kan het systeem door een efficiënte wijze van zuurstoftoevoer worden verdeeld in zuurstofrijke en zuurstofarme zones. Hierin vinden de processen van respectievelijk nitrificatie en denitrificatie plaats. Experimenten die in de installatie van Winterswijk (77.000 i.e.) zijn uitgevoerd door het ingenieursbureau Dwars, Heederik en Verhey, wijzen aan dat een N-verwijderingspercentage van 80 - 90% kan worden gerealiseerd.

In dit proces wordt de zuurstoftoevoer geregeld door middel van de indompeldiepte van de rotoren. Deze worden gestuurd door een signaal, dat afkomstig is van de zuurstofelektrode die in het circuit geplaatst is. In principe bepaalt de plaats van de zuurstofelektrode de verdeling tussen de nitrificatie en denitrificatieruimten. In fig. 15 is de lay-out van de Carrousel installatie voor Venlo (200.000 i.e.) opgenomen [25].

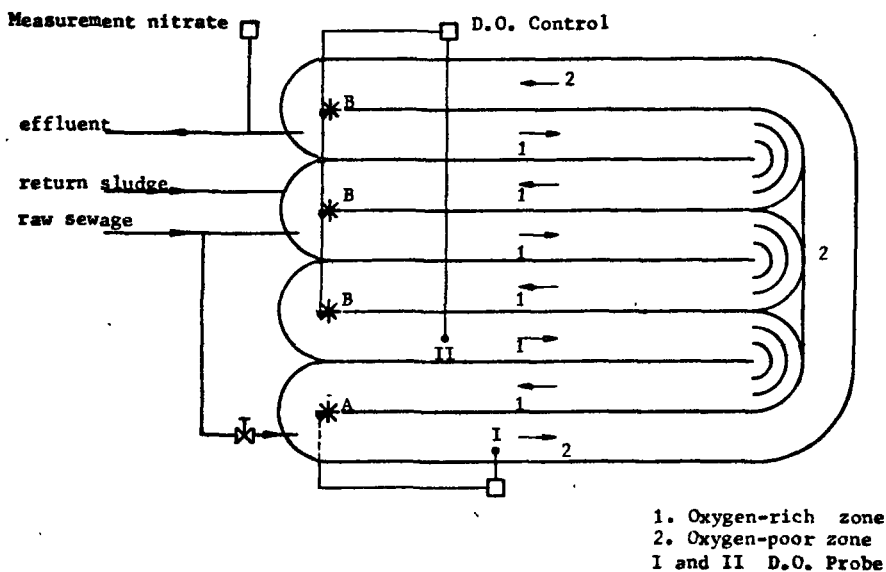


Fig. 15. Denitrificatie in een Carrousel [25]

3. Oxydatiesloot met mammoetrotoren

Vergaande stikstofverwijdering (tot 88%) wordt in de Blumental zuiveringsinrichting (200.000 i.e.) in Wenen bereikt door in een bestaande oxydatiesloot het aantal in werking zijnde mammoetrotoren te variëren [26]. Hierdoor ontstaan de vereiste zuurstofrijke en zuurstofarme zones. Dit aspect illustreert duidelijk één van de voordelen van denitrificatie, dit is de reductie in benodigde hoeveelheid energie.

4. Aeratietank met oppervlaktebeluchter

Een volgende illustratie, die aangeeft hoe gebruik gemaakt kan worden van de mogelijkheden van een bestaande installatie, is de Alexandra plant (180.000 i.e.) in Johannesburg, Zuid-Afrika [27]. In fig. 16 is aangegeven op welke wijze het systeem is gemodificeerd tot een denitrificatieinrichting.

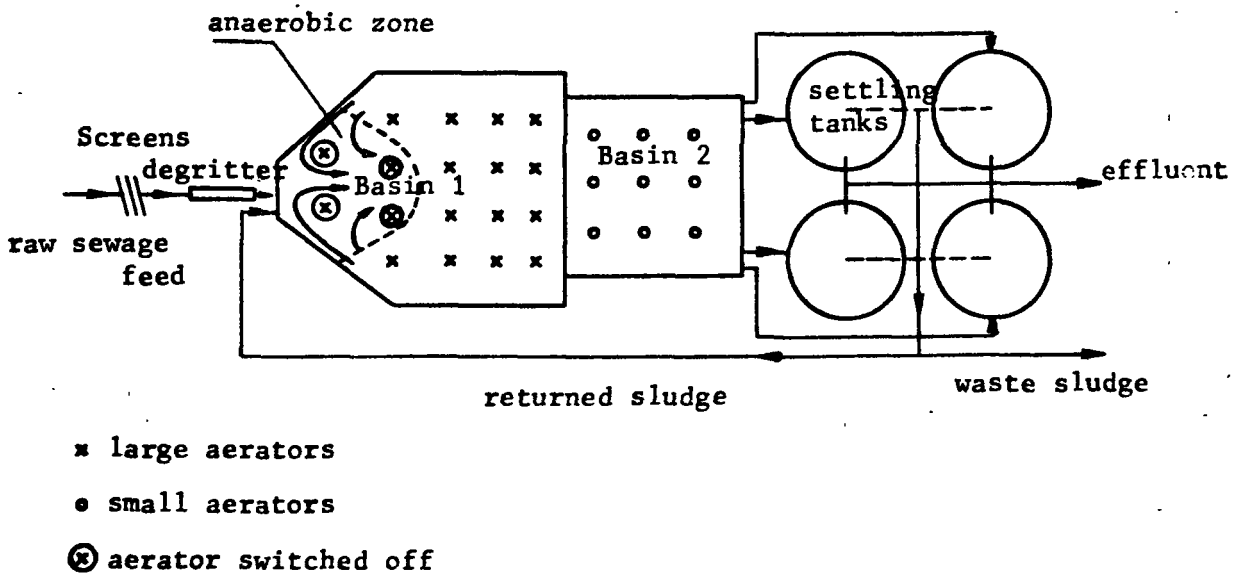


Fig. 16. Denitrificatie in een aeratietank [27]

Een aantal oppervlaktebeluchters, die dichtbij de invoer van influent en retourslib geplaatst zijn, worden buiten bedrijf gesteld. Hierdoor ontstaat een zuurstofarme zone. De overblijvende rotoren creëren een interne circulatie, waardoor de nitraten, die in aerobe zone worden gevormd, toegevoerd

worden naar de denitrificatieruimte. Op deze wijze wordt 98% van de nitraten en 85% van de totale stikstofverbindingen verwijderd, terwijl het energieverbruik van 4 rotoren gespaard blijft.

8. DEFOSFATERING

Deze cursus heeft als thema de biologische zuivering van afvalwater. Toch is het juist om in het kort in te gaan op enkele aspecten van de (chemische) defosfatering. Immers wanneer aan verdergaande zuivering in bestaande systemen wordt gedacht moet allereerst voldaan worden aan de doelstellingen en mogelijkheden van de biologische zuivering. Voor wat betreft de zeer laag belaste actief-slibsystemen kunnen in dit verband worden genoemd (i) zeer hoge BOD of COD reductie (ii) nagenoeg volledige nitrificatie (iii) mogelijkheden voor verdergaande denitrificatie (iv) lage slibproductie. Bij de denitrificatie die in het voorgaande hoofdstuk is behandeld worden noch de BOD of COD reductie, noch de slibproductie in merkbare mate beïnvloed.

Bij de oxydatief-biologische zuiveringsprocessen wordt afhankelijk van het type proces en de samenstelling van het influent, zonder extra maatregelen, 25-45% P verwijderd. Met behulp van Fe-, Al- en Ca-verbindingen kan de P-reductie worden opgevoerd tot 80-95% met als bijbehorende waarden voor het P-gehalte in het effluent 0,5-2 mg/l. Voor bestaande zuiveringsinrichtingen, die werken zonder voorbezinking van afvalwater -zoals de zeer laag belaste actief-slibsystemen - is simultane defosfatering in combinatie met de biologische zuivering op eenvoudige wijze realiseerbaar. Bij simultane precipitatie worden chemicaliën toegevoegd aan het actief-slibmengsel waardoor een gemengd biologisch-chemisch slib ontstaat. Simultane defosfatering leidt veelal niet tot lagere waarden dan 1 à 2 mg P/l in het effluent. De eisen die gesteld worden aan de kwaliteit van het effluent ten aanzien van het fosfaatgehalte dienen te worden ontleend aan regionale P-balansen. In veel gevallen zullen de genoemde P-gehalten in het effluent acceptabel zijn, zodat simultane defosfatering toepasbaar is. Indien napeprecipitatie wordt toegepast, waarbij chemicaliën aan het effluent worden toegevoegd, kunnen lagere P-gehalten worden bereikt. Deze werkwijze brengt meer kosten met zich mee, ondermeer omdat een extra nabezinktank is vereist. Door het ontbreken van de voorbezinktank komt voorprecipitatie bij een oxydatiesloot niet in aanmerking. Simultane precipitatie zal derhalve bij de zeer laag belaste actief-slibsystemen als eerste mogelijkheid voor defosfatering in aanmerking komen.

Op basis van een recent literatuuroverzicht kan worden aangenomen dat de BOD of COD reductie nauwelijks of niet zal worden beïnvloed door simultane precipitatie van fosfaten met Fe en Al-verbindingen [28]. Er zijn evenwel indicaties, dat in sommige gevallen de biologische activiteit van de micro-organismen in ongunstige wijze wordt beïnvloed [29]. Onderzoekingen bij het IG-TNO met simultane precipitatie met kalk tonen aan, dat de COD-reductie niet wordt beïnvloed en dat tevens vergaande denitrificatie toepasbaar is in zeer laag belaste actief-slibsystemen [18]. Van Al- en Fe-verbindingen is bekend dat zij bij hogere concentraties het nitrificatieproces kunnen beïnvloeden. De mate waarin dit verschijnsel optreedt is moeilijk te voorspellen. Er is een duidelijk verschil in een éénmalige dosering van inhibitoren aan een actief-slibmengsel en een voortdurende toevoer van stoffen die de nitrificatieprocessen remmen [31]. Het vermogen van slib (micro-organismen) om zich te adapteren aan giftige stoffen is in veel gevallen groot. Wordt simultane precipitatie met Al- of Fe-verbindingen overwogen dan dient derhalve een uitgebreide studie van de biologische zuivering (COD/BOD reductie en nitrificatie/denitrificatie) parallel te lopen aan het onderzoek naar de P-verwijdering. Een dergelijke studie dient minimaal een periode van een jaar te omvatten om de invloed van de temperatuur op bovengenoemde punten te kunnen nagaan. Dit onderzoek wordt thans bij het IG-TNO uitgevoerd.

Als laatste punt bij simultane defosfatering wordt opgemerkt dat de slibproductie met 50% of meer stijgt. Het mengsel van chemisch en biologisch slib heeft andere ontwaterings - c.q. verwerkingseigenschappen dan het oorspronkelijke slib. Afhankelijk van de slibverwerkingsmethode kan gesproken worden van een verandering in positieve of negatieve zin. Deze beschouwingen vallen buiten het kader van de cursus.

LITERATUUR

Algemeen

1. 6e vakantiecursus in Behandeling van Afvalwater "De oxydatiesloot"
15 en 16 april 1971. TH-Delft
2. Cursus Oxydatief-biologische zuivering van Afvalwater 1972-1973.
A. Pasveer "De oxydatiesloot". Stichting Postakademiale Vorming
Gezondheidstechniek.
3. A.J.C. KOOT. Behandeling van afvalwater. Waltman-Delft, 1974.

Specifiek

4. MULLER- NEUHAUS, G. (1971). GWF-Wasser/Abwasser 112(1971)8, p. 392-
395. Die getrennte aerobe Schlammstabilisierung.
5. WOLF, P. (1974). GWF- Wasser/Abwasser 115(1974)6, p. 283-287.
6. NOTEBAERT, F.F., A.A. VAN HAUTE EN D.A. WILMS (1974). H₂O 7(1974)10,
p. 194-199. Aeroob gestabiliseerd slib: karakteristieken en para-
meters.
7. SWEERIS, S. (1967). IG-TNO rapport A 45. Beluchtingsrotoren II.
8. ANONYMUS (1974). H₂O 7(1974)23, p. 521-523. Dr.ir. A. Pasveer met pensioen.
9. VERHAAGEN, J en K. SLIJKHUIS (1976) H₂O 9(1976)10, p. 188-192. De toepassing
van mammoetrotoren in een diepe oxydatiesloot te Vollenhove.
10. KOOT, A.C.J. en J. ZEPER (1972). Water Research 6(1972) p. 401 - 406.
Carrousel, a new type of aeration-system with low organic load.
11. ZEPER, J. en A. de MAN (1970). I.A.W.P.R. Conference San Fransisco.
New developments in the design of activated sludge tanks with low
BOD loadings.
12. PASVEER, A en S. SWEERIS.(1965). J.Water Poll.Control Fed. 37(1965)9,
p. 1267 - 1274.
13. ZEPER. J. (1975) H₂O 8(1975)7, p. 137 - 141 en 8(1975)8,p. 155 - 159.
En water zuiveren en energie sparen ! Kan dat ? resp. Dat kan, maar
wat kost dat ?
14. GAST, M.K.H. (1974) H₂O 7(1974)18, p. 377 - 385. Meertrapsbiologische zui-
veringssystemen.
15. RUITER, de, M.A. (1977) TNO project 5(1977)1,p. 26 - 30. Het beoordelen
van de waterkwaliteit. Water is meer dan H₂O.
16. BLOOT, F en B.A. Heide (1977) TNO project 5(1977)1, p. 30-36. Processen
voor de zuivering van stedelijk afvalwater. Een vergelijking
van fysisch-chemische en biologische zuiveringsmethoden.
17. HEIDE, B.A. (1977) H₂O 10(1977)3, p. 62 - 69. Biologische denitrificatie
in zeer laag belaste actief-slibsystemen.
18. HEIDE, B.A. en R. KAMPF (1977) H₂O 10(1977)1, p. 16-23. Fosfaatverwij-
dering door middel van simultane precipitatie met kalk.
19. PASVEER, A (1964). Schweiz.Zeitschrift für Hydrologie. XXVI(1964) p.
446 - 485. Über den Oxydationsgraben.

20. PASVEER, A. (1971) H_2O 4(1971)22, p. 499 - 504. Verdere ontwikkeling. Het oxydenitroproces.
21. DOWNING, A.L. and A.P. HOPWOOD. (1964). Schweiz. Zeitschrift für Hydrologie XXVI (1964) p. 271 - 288.
22. THOLANDER, B (1975). An example of design of activated sludge plants with denitrification. IAWPR Conference on Nitrogen as a Water Pollutant, Copenhagen.
23. BARNARD, J.L. (1975). Nutrient removal in biological systems. Water Poll. Control 74(1975)2, p. 142 - 154.
24. DIJKSTRA, F en P. TIETEMA (1974). NL 7214701. Werkwijze voor het verwijderen van stikstofverbindingen uit afvalwater.
25. VAN DER GEEST, A.T. en W.C. WITVOET. (1975). Nitrification and denitrification in Carrousel systems. IAWPR Conference on Nitrogen as a Water Pollutant, Copenhagen.
26. MATSCHE, N.F. (1975). Removal of nitrogen by simultaneous nitrification-denitrification in an activated sludge plant with mammoth rotor aeration. IAWPR Conference on Nitrogen as a Water Pollutant, Copenhagen.
27. NICHOLLS, H.A. (1975). Modification of extended aeration in Johannesburg South Africa to achieve denitrification. IAWPR Conference on Nitrogen as a Water Pollutant, Copenhagen.
28. OECD- Environment Directorate - Paris 1974. Wastewater treatment processes for phosphorus and nitrogen removal.
29. BOHNKE, B und H. MEYER (1975). Korrespondenz Abwasser 22(1975)6, p. 173-187. Die Förderung nach weitgehender Abwasserreinigung durch chemisch-physikalisch-biologische Verfahren aus der Sicht des Gewässerschutzes.
30. HEYN, J.P. (1974) H_2O 7(1974)24, p. 534 - 535. Kosten van zuiverings-technische werken.
31. PAINTER, H.A. (1970). Water Research 4(1970) p. 393-450. A review of literature on inorganic nitrogen metabolism in micro-organisms.