

# Biologische denitrificatie in zeer laag belaste actief-slibsystemen

## 1. Inleiding

De oxydatiesloot, die omstreeks 1953 in ons instituut door dr. ir. A. Pasveer werd ontwikkeld wordt gekarakteriseerd door een aantal kenmerken die tegenwoordig algemeen bekend zijn. Door de aerobe stabilisatie of mineralisatie van het slib in de aeratieruimte kunnen zowel de voorbezinkingsstap als de slibgisting achterwege blijven. De aerobe stabilisatie van het slib wordt bereikt bij een zeer lage slibbelasting van ongeveer 50 g BOD<sub>5</sub>/kg slib . dag, waarbij een slibproductie van ca. 40 g slib/



IR. B. A. HEIDE  
Instituut voor Milieuhygiëne en  
Gezondheidstechniek TNO  
Afdeling Water en Bodem  
Delft

i.e. dag wordt verkregen. In samenhang met de lage slibbelasting zijn in dit type actief-slibinstallatie de verblijftijden van het water ongeveer 2-3 dagen. Tegenwoordig zijn in Europa 2000-3000 zuiveringsinrichtingen in bedrijf die zowel stedelijk als industrieel afvalwater volgens de oxydatiesloot principes behandelen.

Er zijn een aantal motieven, waarom het gewenst kan zijn stikstofverbindingen, ook in geoxydeerde vorm, uit afvalwater te verwijderen. De voornaamste van die punten 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 (zgn. 'blue baby's');
- bij biologische denitrificatie kan een deel van de zuurstof die nodig is voor nitrificatie worden hergebruikt, waardoor het totale energieverbruik daalt.

De praktische toepasbaarheid van biologische denitrificatie in de oxydatiesloot werd reeds in 1964 door Pasveer [1] aangegeven. Gebaseerd op deze waarnemingen is een octrooi aangevraagd en verleend [2], 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;

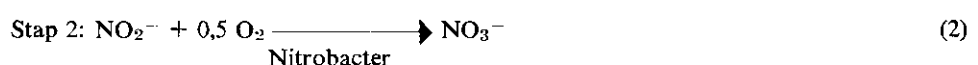
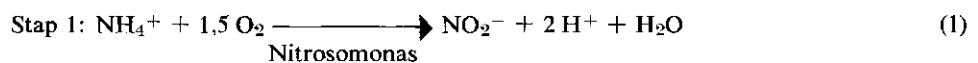
IV. toevoer influent, waarna weer (I) tot en met (III) volgt.

Deze combinatie van oxydatie en denitrificatie wordt het oxydenitro (ODN)-proces genoemd [3].

Dankzij een subsidie van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat, op advies van het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater, werd het IG-TNO in staat gesteld een proefzuiveringsinrichting op praktijkschaal met de capaciteit van 500 i.e. te bouwen.

Hiermee wordt het denitrificatieproces in een continue uitvoeringsvorm onderzocht bij zeer lage slibbelasting (oxydatiesloot-principe) in combinatie met fosfaatprecipitatie. De fosfaatprecipitatie wordt in genoemde zuiveringsinrichting in een simultaan proces uitgevoerd. Immers voor bestaande zuiveringsinrichtingen, die werken zonder voorbezinking van afvalwater (oxydatiesloot, carrousel) is defosfatering in combinatie met de biologische zuivering op eenvoudige wijze realiseerbaar. Naast de informatie, die beschikbaar is over de mogelijkheden van ijzer- en aluminiumverbindingen als precipitatiemiddel, wordt in dit onderzoek de toepassing van kalk bestudeerd. Over de defosfatering en de eigenschappen van het daarbij gevormde slib zullen afzonderlijke publicaties verschijnen. Dit verslag beperkt zich in hoofdzaak tot denitrificatie. Als belangrijk onderdeel hierin geldt het verkrijgen van inzicht in de snelheden van nitrificatie en denitrificatie. Deze informatie is vereist voor het optimaal ontwerpen van biologische zuiveringsinrichtingen waarin de stikstofverwijdering plaats vindt volgens biologische denitrificatie.

De opbouw van de micro-organismen populatie, die aanwezig is in het actief-slibmengsel van een biologische zuiveringsinrichting hangt af van de chemische samenstelling van het influent, de temperatuur en de procesomstandigheden, die in het systeem worden toegepast. De mate waarin het nitrificeren en denitrificeren kan optreden, hetgeen weerspiegeld wordt door de snelheden van nitrificatie en denitrificatie,



hangt af van de samenstelling van de micro-organismen populatie en de eerder genoemde factoren.

Er zijn in de afgelopen jaren veel publicaties verschenen die onderzoekingen beschrijven, aangaande verschillende

aspecten van nitrificatie en denitrificatie. Veelal betreft het laboratoriumonderzoekingen, die onder goed gedefinieerde procesomstandigheden worden uitgevoerd. Het is vrij riskant om de gevonden resultaten, bijv. voor wat betreft de invloed van de temperatuur op de nitrificatie- en denitrificatiesnelheden, als betrouwbaar te beschouwen voor praktische toepassing. Voor elk specifiek geval zullen de snelheden van nitrificatie- en denitrificatie experimenteel moeten worden vastgesteld. Alleen wanneer overeenkomstige combinaties van influent samenstelling en bedrijfsvoering worden vergeleken kan literatuurinformatie, als indicatie van de te verwachten conversiesnelheden, gebruikt worden. Dit geldt ondermeer voor afvalwaterzuiveringsinrichtingen die stedelijk (voornamelijk huishoudelijk) afvalwater behandelen bij overeenkomstige slibbelasting. Bij voorkeur zal in het ontwerp van nieuwe installaties voldoende flexibiliteit moeten worden ingebouwd, zodat ter plaatse zonder veel ingrepen kan worden geoptimaliseerd naar de maximale stikstofeliminatie. In het onderhavige onderzoek wordt de stikstofverwijdering bestudeerd in systemen die gevoed worden met stedelijk afvalwater en die voor wat betreft de slibbelasting werken volgens oxydatieslootprincipes. De informatie die in dit verslag wordt gegeven moet dan ook tegen deze achtergrond worden geïnterpreteerd.

## 2. Principes van nitrificatie en denitrificatie

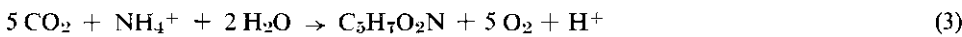
In dit hoofdstuk zal in het kort worden ingegaan op de principes van nitrificatie en denitrificatie, waarna de toepassing van deze principes in de nieuwe zuiveringsinrichting van het IG-TNO wordt besproken.

### 2.1. Nitrificatie

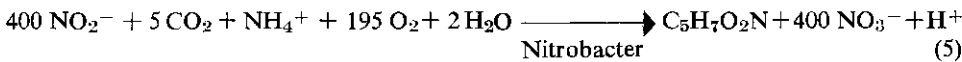
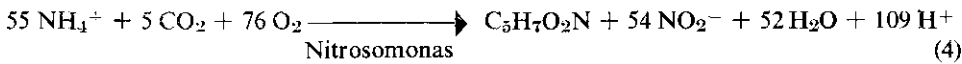
De ammoniakale en organische stikstofverbindingen, die aanwezig zijn in het afvalwater worden, eventueel na hydrolyse, voornamelijk door twee soorten chemoautotrofe nitrificerende bacteriën geoxydeerd tot nitraat. Schematisch kan de stikstofoxydatie als volgt worden weergegeven:

Volgens deze reacties is voor de volledige oxydatie van 1 g N uit het ammoniumion een hoeveelheid zuurstof van 4,57 g vereist. Bovengenoemde reacties leveren de energie die nodig is voor de groei van de nitrificerende bacteriën, waarbij een gedeelte van

de stikstof wordt geassimileerd in celprotoplasma en CO<sub>2</sub> wordt gebruikt als koolstofbron. Wordt voor de brutoformule van de cel C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>O<sub>2</sub>N aangehouden, dan kan de assimilatie-reaktie beschreven worden door:



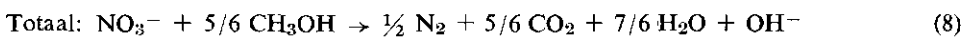
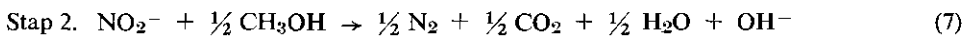
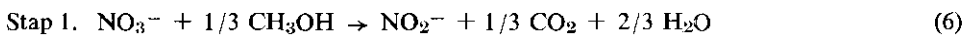
De samenhang van deze nitrificatie en assimilatie wordt wel aangegeven door [4]:



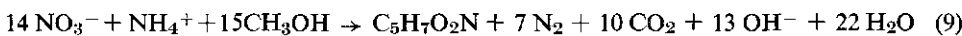
Hieruit blijkt, dat slechts een geringe fractie van de beschikbare stikstofverbindingen omgezet wordt tot celmateriaal. Uitgebreide informatie over de kinetiek van de relatief langzaam groeiende nitrificerende micro-organismen wordt onder meer gegeven door Downing en Hopwood [6]. Hier zij slechts vermeld, dat als gevolg van de lange slijb-verblijftijden in de oxydatiesloot zelfs bij lage wintertemperatuur nagenoeg volledige nitrificatie wordt bereikt.

### 2.2. Denitrificatie

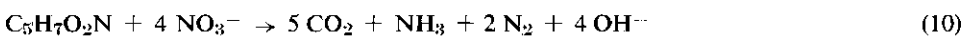
Een groot aantal micro-organismen, voornamelijk heterotrofe bacteriën zijn in staat om bij afwezigheid van fysisch opgeloste zuurstof, de zuurstof die aanwezig is in nitraat of nitriet te gebruiken voor het oxydatieproces waarbij organisch materiaal wordt afgebroken en energie wordt geproduceerd. Wordt bijv. methanol gebruikt als koolstofbron dan kunnen de volgende reacties worden opgesteld [5]:



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 [7]:



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:



Een uitgebreid overzicht van methoden van biologische denitrificatie, waaronder het gebruik van verschillende koolstofbronnen, wordt gegeven door Christensen en Harremoës [8].

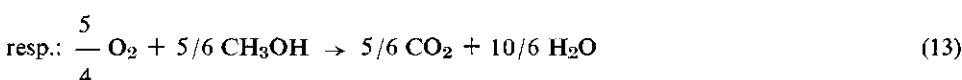
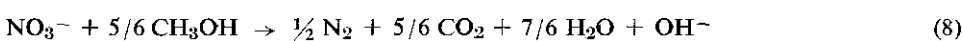
### 2.3 Zuurstofrendement

Bij nitrificatie wordt voor de oxydatie van 1 g N-NH<sub>3</sub> 4,57 g zuurstof gebruikt. Bij denitrificatie kan een gedeelte van de zuurstof, die in het nitraat aanwezig is hergebruikt worden voor de oxydatie van organisch materiaal. Dit aspect kan worden geïllustreerd door via elektronenoverdracht na te gaan met hoeveel zuurstof 1 atoom N-NO<sub>3</sub> overeenkomt voor wat betreft het oxydatievermogen:

Toegepast op vergelijking (8) vinden we dan:



Toegepast op vergelijking (8) vinden we dan:



dus 1 at N<sup>5+</sup> komt overeen met  $\frac{5}{2}$  at.

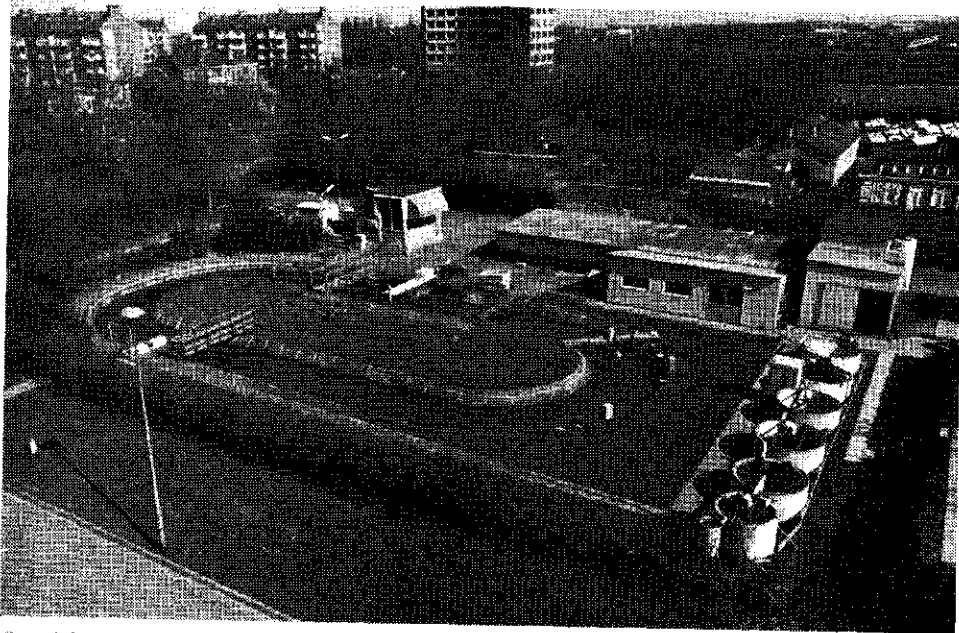
zuurstof of wel 1 g N-NO<sub>3</sub> levert  $\frac{5}{2} \times \frac{16}{14} =$

2,86 g O<sub>2</sub> effectief voor oxydatie. Aangezien 1 g N-NH<sub>3</sub> voor nitrificatie 4,57 g O<sub>2</sub> heeft verbruikt kan door middel van denitrificatie theoretisch 62,5 % van deze hoeveelheid zuurstof maximaal worden 'teruggewonnen'. Voor BOD- of COD-redukctie 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 redukctie in zuurstofverbruik bij volledige nitrificatie en volledige denitrificatie bedraagt derhalve niet meer dan ruim 20 %.

### 3. Beschrijving van de 500 i.e. continue oxydatie-denitrificatie zuiveringsinrichting

Op de foto's wordt een overzicht gegeven van de zuiveringsinrichtingen die thans aanwezig zijn bij het instituut. Zowel de oxydatiesloot als de continue oxydatie-denitrificatie zuiveringsinrichting hebben beiden een capaciteit van 500 i.e. en worden gevoed met stedelijk afvalwater, dat afkomstig is van een wijk in Delft, waarin uitsluitend woonhuizen staan. Het afvalwater is dus van huishoudelijke oorsprong en vormt al of niet verdund met regenwater het influent voor de zuiveringsinrichtingen.

Het processchema van de nieuwe installatie is weergegeven in afb. 1. In bak 1 wordt het toegevoerde influent gemengd met genitrificeerd slijb/watersuspensie van bak 3 en retourslijb. Om het slijb goed gesuspenderd te houden wordt er geroerd (toegevoerd vermogen: ca. 1 W/m<sup>3</sup>). In afwezigheid van fysisch opgeloste zuurstof wordt door de micro-organismen de zuurstof, die aanwezig is in het nitraat (en nitriet)-ion benut. Deze eerste-fase denitrificatie die gebaseerd is op de zuurstofbehoefte van het influent wordt denitrificatie I genoemd. In de bakken 2 en 3 wordt lucht toegevoerd, de zuurstofconcentratie wordt op 2 mg/l geregeld (Brandol buizen Ø 70 mm: type 60). In deze bakken wordt de oxydatie van de zuurstofonttrekkende verbindingen, zoals weergegeven door de COD en de N-Kjeldahl waarden bewerkstelligd. In bak 4 vindt denitrificatie II plaats waarbij de endogene ademhaling van de micro-organismen de drijvende kracht van het denitrificatieproces is. Nabeluchting, om de nabezinker aeroob te houden, wordt toegepast in bak 5 (dimensie 1,6 x 1,6 x 2,85 m) waar Ca(OH)<sub>2</sub> (of andere chemicaliën) aan het systeem wordt toegevoegd ten behoeve van de defosfatering. De bakken 1 t/m 4 hebben



Overzicht van de zuiveringsinrichtingen van het IG-TNO. Pasveer- of oxydatiesloot.

gelijke afmetingen van 3,6 x 3,6 m bij 2,85 m vloeistofdiepte. De inhoud van de inrichting zonder nabezinking is ongeveer 150 m<sup>3</sup>. Een toevoercapaciteit van 4 m<sup>3</sup>/h betekent dus een hydraulische verblijftijd van ca. 40 h.

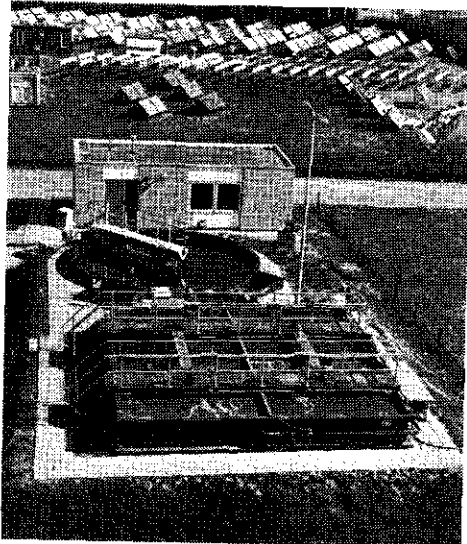
4. Uitvoering en bedrijfsresultaten

De zuiveringsinrichting is medio 1974 in bedrijf gesteld. De resultaten van de periode juli 1974 - juni 1975 worden nu behandeld. De meest relevante analyses en bedrijfsgegevens over deze periode staan vermeld in lit. [16] en [17].

4.1. Procescondities

Het influent heeft een relatieve samen-

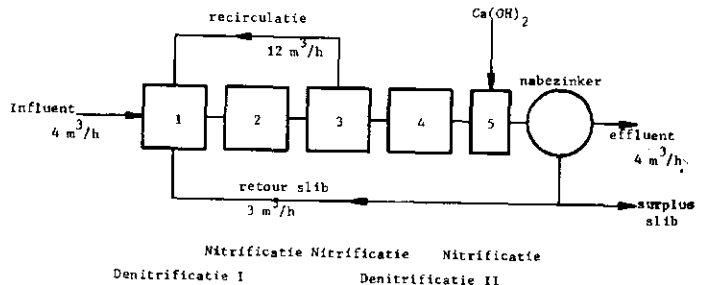
*Continue oxydatie-denitrificatie zuiveringsinrichting met simultane defosfatering.*



stelling van de voornaamste componenten COD : N : P = 100 : 10,3 : 3,4. Het stedelijk afvalwater heeft een gemiddelde vervuilingswaarde van 495 mg COD/l.

De gemiddelde slibbelasting bedroeg 100 g COD/kg slib . dag of ca. 165 g COD/kg org.

Afb. 1 - 500 i.e. zuiveringsinrichting van het IG-TNO, Delft.



Afb. 2 - Voorbeeld van de werking van dit systeem (2-12-1974 ~ 10 °C).

Analyses	4,1 m <sup>3</sup> /h influent	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 <sub>3</sub> mg/l		7.5	1.5	0.2	0.4	0.3	0.3
N-NO <sub>3</sub> 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	

Analyses in gefiltreerde momentaonsters

Analyses in niet gefiltreerde weegemiddelde monsters

stof per dag. Het asgehalte varieerde tussen 30 - 48 % afhankelijk van de temperatuur en hoeveelheid Ca(OH)<sub>2</sub>, die aan het systeem werd toegevoegd.

Deze hoeveelheid werd op verschillende waarden ingesteld om het effect op de fosfaatverwijdering waar te nemen.

Tot september 1974 bedroeg het influent debiet 3 m<sup>3</sup>/h, daarna 4 m<sup>3</sup>/h. De recirculatiestroom van bak 3 naar bak 1 werd gevarieerd tussen 9-15 m<sup>3</sup>/h. Sinds nov. 1974 werd een constante waarde van 12 m<sup>3</sup>/h aangehouden. Een illustratief voorbeeld van de werking van de installatie, waarin 92 % COD reductie wordt bereikt is gegeven in afb. 2.

4.2. Analyses

De analyses, die bij het onderzoek worden uitgevoerd berusten op standaardprocedures, zoals aangegeven in NEN voorschriften [9] en Standard Methods [10].

4.3. Fosforverwijdering

De defosfateringsmethode volgens de simultane precipitatie met kalk zal in een afzonderlijke publicatie worden behandeld.

4.4. Slibproductie en verwerking

De karakterisering, conditionering en ont-

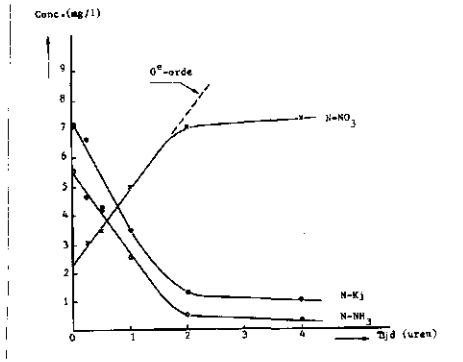
watering van het kalkhoudende slib en het parallel daaraan geproduceerde oxydatie-slootslib zal eveneens in een afzonderlijke publicatie worden vermeld. Hier zij volstaan met de mededeling dat de hoeveelheid slib die over de periode juli 1974 - juni 1975 is geproduceerd betrokken op 100 g COD van het influent 54 g bedraagt met ca. 40 % as.

4.5. Stikstofverwijdering

In de periode van onderzoek is een stikstof-reductie van 23 tot 30 % gemeten als gevolg van assimilatie (slibgroei). Deze waarden worden eveneens gevonden bij de normale oxydatiesloot, waarin geen aanvullende denitrificatie plaatsvindt. Het voornaamste doel van het onderzoek met de continue oxydatie-denitrificatie zuiveringsinrichting is het verkrijgen van inzicht in de nitrificatie- en denitrificatieprocessen onder praktijk-omstandigheden. Dit houdt in dat niet altijd de maximaal haalbare stikstofverwijdering wordt beoogd. Zo is in de periode juli 1974 tot januari 1975 een totale stikstofreductie van gemiddeld 87 % gemeten. Met het effluent wordt 13 % van de stikstof, die in het influent aanwezig is, hoofdzakelijk in nitraat vorm afgevoerd. De nitrificatie is vrijwel volledig, zelfs bij 10 °C bedraagt het N-Kjeldahl gehalte van het niet-gefilterde effluent minder dan 1,5 - 2,0 mg N/l. Alleen wanneer de temperatuur lager dan 10 °C bedraagt, zakt het percentage bij de toegepaste bedrijfsvoering, waarin ca. 50 % van het totale volume in beslag genomen wordt door denitrificatie. De oorzaak is terug te voeren op onvolledige nitrificatie. Dit verschijnsel en de bijbehorende oplossing om bij lagere temperaturen een beter resultaat te bereiken worden besproken in hoofdstuk 6.

5. Reactiekinetiek en temperatuurafhankelijkheid van nitrificatie en denitrificatie

Het blijkt dat de nitrificatiesnelheid  $r_{NITR}$ , bij de toegepaste procesomstandigheden sterk afneemt wanneer de N-Kj concentratie tot ca. 1-2 mg/l is gedaald (afb. 3). Overeenkomstige waarnemingen worden vermeld door Sutton et al. [18]. Gelijktijdig met de metingen van de nitrificatiesnelheden worden de denitrificatiesnelheden bepaald. In afb. 4 wordt een voorbeeld gegeven. Het blijkt dat de afnamesnelheid van de nitraatconcentratie constant is, totdat de nitraatconcentratie een waarde bereikt van ongeveer 1 mg N-NO<sub>3</sub>/l. Deze observatie wordt door verschillende onderzoekers bevestigd. Eigen waarneming, evenals literatuur informatie, zoals gegevens van Stensel et al. [14] en Christensen [15], wijzen erop dat beschrij-



Afb. 3 - Voorbeeld Nitrificatie. Batchmeting in slib suspensie uit bak 1 bij beluchting op 2 mg/l zuurstof.

ving van de nitrificatie- en denitrificatieprocessen benaderd kan worden door 0<sup>e</sup> orde kinetiek, dat wil zeggen de vormings- of afnamesnelheid van de nitraatconcentratie is onafhankelijk van de nitraatconcentratie, bijv. voor denitrificatie:

$$\frac{dC_{NO_3}}{dt} = k \cdot M \tag{14}$$

waarin:  
 k = reactiesnelheidsconstante (1/h);  
 M = concentratie van denitrificerende bacteriën (g/l);  
 C<sub>NO<sub>3</sub></sub> = concentratie van N-NO<sub>3</sub> (mg/l).

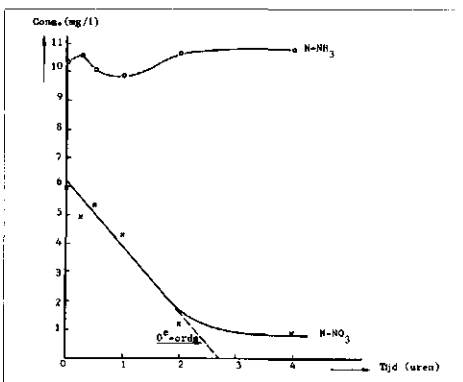
De groei van denitrificerende bacteriën wordt beschreven met behulp van de Michaelis-Menten kinetiek volgens:

$$\mu = \mu_m \cdot \frac{C_{NO_3}}{C_{NO_3} + k_s} \tag{15}$$

waarin:  
 μ = groeisnelheid (1/h);  
 μ<sub>m</sub> = max. groeisnelheid (1/h);  
 k<sub>s</sub> = halfwaarde constante (mg N-NO<sub>3</sub>/l).

De hoeveelheid g org. stof, die per g N-NO<sub>3</sub> geproduceerd wordt, kan aangegeven worden met een opbrengst- of omzettingfactor

Afb. 4 - Voorbeeld Denitrificatie. Batchmeting in een mengsel van 3 delen slib suspensie uit bak 3 en 1 deel influent.



$Y_{NO_3}$ . Combinatie van (14) en (15) met invoering van deze omzettingfactor  $Y_{NO_3}$  (g org.stof/g N-NO<sub>3</sub>) levert:

$$\frac{dC_{NO_3}}{dt} = \frac{\mu_m}{Y_{NO_3}} \cdot \frac{C_{NO_3}}{C_{NO_3} + k_s} \cdot M \tag{16}$$

Observaties van Fewson and Nicolas [13] wijzen aan dat vaak  $k_s \ll C_{NO_3}$ , zodat (16) overgaat in:

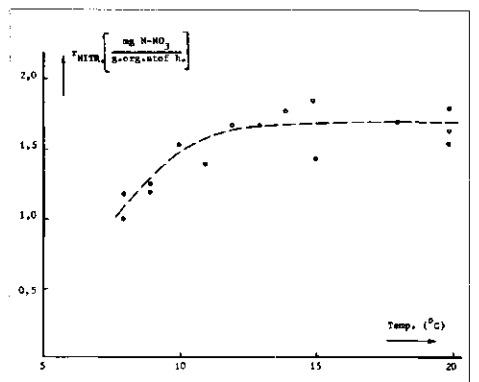
$$\frac{dC_{NO_3}}{dt} = \frac{\mu_m}{Y_{NO_3}} \cdot M = \text{konstante} \cdot M \tag{17}$$

De concentratie aan denitrificerende micro-organismen wordt in dit praktisch gerichte onderzoek niet bepaald. Aangenomen wordt dat de vluchtige fractie van het slib ('org.stof') een maat is voor de denitrificerende biomassa. Dit betekent dat de conversiesnelheden opgegeven kunnen worden als bijv.  $r_{Den I}$  in mg N-NO<sub>3</sub>/g.org.stof.h. Zo worden bijv. onder aanname van genoemde 0<sup>e</sup> orde kinetiek tussen december 1974 en februari 1975 bij 10 °C de volgende snelheden gevonden:  
 $r_{Den I} = 1,1$  mg N-NO<sub>3</sub>/g.org.stof.h.  
 $r_{Nitr.} = 1,6$  mg N-NO<sub>3</sub>/g.org.stof.h.  
 $r_{Den II} = 0,5$  mg N-NO<sub>3</sub>/g.org.stof.h.

5.1. Temperatuurafhankelijkheid van nitrificatie

Bij de normale bedrijfsvoering van een oxydatiesloot of een carousel-inrichting, die gevoed worden met stedelijk afvalwater vindt ook bij lagere temperaturen (6 - 10 °C) nagenoeg volledige nitrificatie plaats. Volledige nitrificatie moet behouden blijven wanneer het proces zo gemodificeerd moet worden dat ook denitrificatie kan plaatsvinden. Metingen van de nitrificatiesnelheden zijn in de periode van juni 1974 tot juli 1975 regelmatig uitgevoerd in de slib suspensie, die aanwezig is in de zuiveringsinrichting. De resultaten van deze wijze van onderzoek

Afb. 5 - Temperatuursinvloed op Nitrificatiesnelheid.

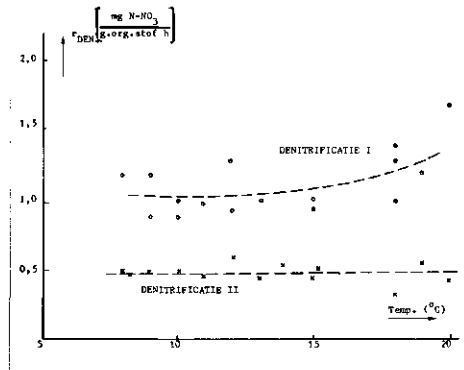


geven een goed inzicht in de te verwachten nitrificatiesnelheden onder praktijkomstandigheden. In afb. 5 wordt de temperatuurafhankelijkheid van  $r_{\text{NITR}}$  in het gebied van 8-20 °C weergegeven. De nitrificatiesnelheid  $r_{\text{NITR}}$  ligt op een niveau van 1,5 - 1,7 mg N-NO<sub>3</sub>/g. org. stof h. Beneden 10 °C wordt een duidelijke vermindering van  $r_{\text{NITR}}$  geconstateerd. Bij 8 °C wordt voor  $r_{\text{NITR}}$  ca. 1,0 mg N-NO<sub>3</sub>/g. org. stof. h. gevonden. In hoofdstuk 6 zal worden aangetoond dat 50 % nitrificatie volume resulteert in een vrij gevoelige situatie. Bij een geringe verhoging van de slibbelasting volgt dan direct onvolledige nitrificatie. Het is dan voordelig om 65 % nitrificatievolume en 35 % denitrificatievolume te gebruiken. Tevens kan berekend worden dat deze modificatie bij een aangepaste wijziging in de procesvoering, de totale stikstofeliminatie niet behoeft te beïnvloeden.

### 5.2. Temperatuurafhankelijkheid van denitrificatie

In afb. 6 wordt de temperatuurafhankelijkheid van  $r_{\text{Den I}}$  en  $r_{\text{Den II}}$  weergegeven. De metingen wijzen aan dat de invloed van de temperatuur op  $r_{\text{Den I}}$  vrij gering is. Tussen ongeveer 8 en 17 °C wordt een waarde gevonden van ca. 1,0 mg N-NO<sub>3</sub>/g org. stof.h. Daarboven neemt de snelheid van denitrificatie  $r_{\text{Den I}}$  wat toe.

Voor  $r_{\text{Den II}}$  wordt een nagenoeg constante waarde gevonden van omstreeks 0,5 mg N-NO<sub>3</sub>/g org.stof.h. Aangezien de endogene ademhaling de drijvende kracht is voor  $r_{\text{Den II}}$  is het op basis van deze metingen niet verwonderlijk dat ook de endogene ademhaling in het temperatuursgebied van 8 tot 20 °C min of meer constant zal zijn. Dit aspect wordt geïllustreerd in afb. 7. In deze afbeelding worden de resultaten van de respiratiemetingen met het slib van de oxydatiesloot en de continue oxydatie-denitrificatie installatie weergegeven. De respiratie wordt bepaald direct nadat het slib aan het systeem (bak 5) is onttrokken en na 24 uur beluchten. Indien in het systeem nagenoeg volledige nitrificatie heeft plaatsgevonden geven de verschillen in de opeenvolgende metingen een relatieve indruk over stabilisatie- of mineralisatiegraad van het slib. Bij de oxydatiesloot waar ook beneden 10 °C volledige nitrificatie plaats vindt is het verschil tussen de directe respiratiemeting en de meting na 24 uur beluchten vrij gering. Dit geldt ook voor de continue oxydatie-denitrificatie-installatie indien de temperatuur boven 10 °C blijft. Daaronder is de nitrificatie bij de gebruikte werkwijze niet volledig en wordt bij de directe respiratiemeting het zuurstofverbruik voor nitrificatie eveneens bepaald.

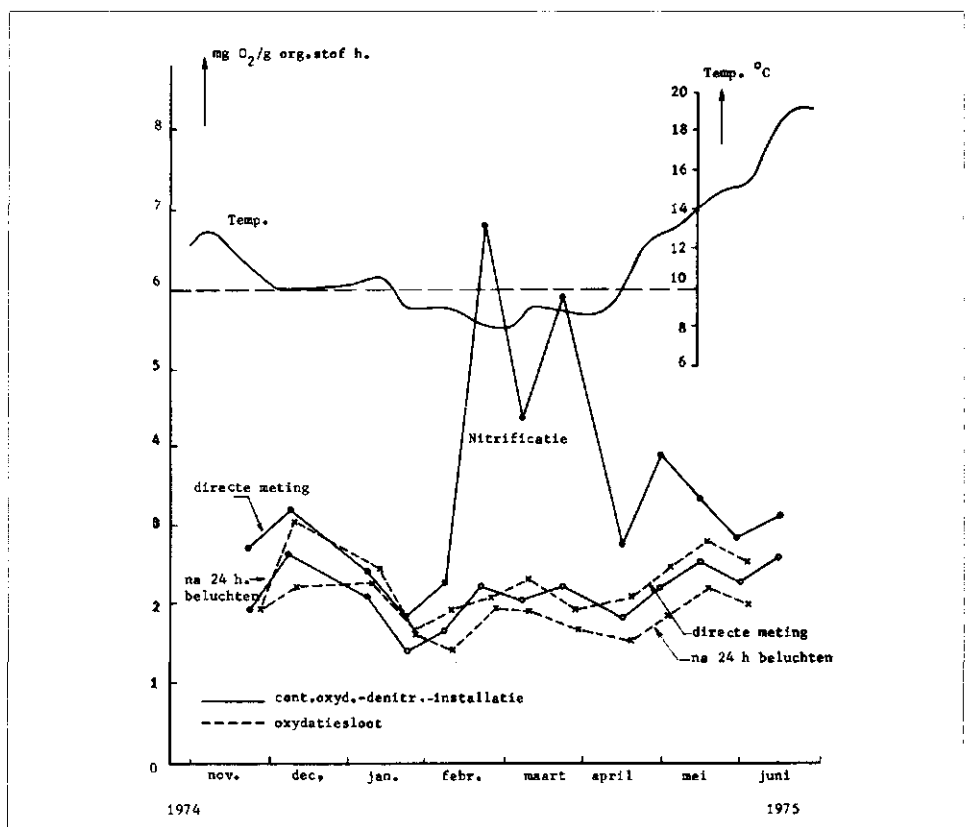


Afb. 6 - Temperatuursinvloed op Denitrificatiesnelheid.

Wordt dat zuurstofverbruik in mindering gebracht dan worden voor de endogene ademhaling, die gebaseerd is op de reservestoffen in de cel, bij de directe meting en na 24 uur waarden gevonden die overeenkomen met de gemeten waarden bij de oxydatiesloot. Gebaseerd op deze overwegingen is het niet verwonderlijk dat  $r_{\text{Den II}}$  die direct gekoppeld is met de endogene ademhaling een min of meer constante waarde heeft.

De snelheden van denitrificatie worden in genoemde periode minder sterk beïnvloed door de afnemende temperatuur dan op basis van gegevens van Dawson and Muhphy kan worden verwacht [11].

Afb. 7 - Respiratiemetingen by systeem temperatuur.



Andere observaties, bijv. van Davies et al. [12] wijzen op een vrij geringe temperatuursinvloed tussen 10 - 30 °C, terwijl beneden 10 °C de temperatuurafhankelijkheid erg sterk is. Voor de praktische toepasbaarheid van het denitrificatieproces is het van groot belang om de snelheden van de denitrificatie en de nitrificatie te bepalen onder praktijkcondities. Als voorbeeld geldt dit duidelijk voor denitrificatie II, die gebaseerd is op de endogene ademhaling van de micro-organismen. Voor de biochemische reacties geldt, evenals bij chemische reacties in het algemeen, een grote temperatuurafhankelijkheid. Hier staat tegenover dat de endogene ademhaling (gerelateerd aan de hoeveelheid opgeslagen reservemateriaal in cellen) van het slib dat gevormd wordt bij lagere temperatuur hoger is dan van het slib, dat bij 20 °C wordt gevormd. Aangezien de endogene ademhaling de drijvende kracht is van denitrificatie II, is de uitkomst van deze tegengestelde effecten niet te voorspellen. Bovendien zal de micro-organismen populatie bij lagere temperatuur ook anders van opbouw zijn. Wellicht dus dat de afname in denitrificatiesnelheid als gevolg van de temperatuursinvloed ten dele wordt opgevangen door een relatieve toename van de denitrificatiemogelijkheden van het slib (micro-organismen populatie, endogene ademhaling, enzym-concentratie of activiteit).

### 6. Optimale combinatie van nitrificatie en denitrificatie

In het voorgaande hoofdstuk is de temperatuurafhankelijkheid van de nitrificatie- en denitrificatiesnelheden besproken. Als gevolg van de milde winter 1974/75 is de systeemtemperatuur niet beneden 8 °C gekomen. Boven 10 °C wordt bij de toegepaste procesvoering weinig invloed waargenomen van de temperatuur op de eerder genoemde conversiesnelheden. Beneden 10 °C blijkt vooral de nitrificatie het meest temperatuurgevoelig. De nitrificatiecapaciteit van de beluchtingsruimte wordt bepaald door het produkt:

$$\text{volume} \times \text{org.stof.conc.} \times r_{\text{NITR.}} \quad (\text{g N-Kj/l}) \quad (18)$$

Wanneer  $r_{\text{NITR.}}$  als gevolg van temperatuursdaling afneemt kan de nitrificatiecapaciteit gehandhaafd blijven door de org. stof (slib) concentratie en/of het volume te laten toenemen. De slibconcentratie wordt bepaald door het actief-slibproces en is in principe niet variabel. Indien het slib erg goed bezinkt kan wel met een hogere slibconcentratie in de beluchtingsruimte worden gewerkt dan de gebruikelijke waarde van 4 kg/m<sup>3</sup>. Evenwel moet voor een evaluatie van de procesmogelijkheden worden teruggevallen op het nitrificatievolume als procesvariabele. Bij een gelijkblijvend totaal volume van 250-300 l dat bij oxydatieslootprincipes vereist is per i.e., betekent vergroting van het nitrificatievolume verkleining van het denitrificatievolume. Wanneer een aangepaste procesvoering wordt toegepast behoeft de totale stikstofeliminatie niet te verminderen. Berekeningen die opgenomen zijn in lit. [16] worden weergegeven in afb. 8. Zij wijzen uit dat de combinatie van denitrificatie I (35 % totaal volume) en nitrificatie met een hoge recirculatieverhouding zeer gunstig is. Ook bij lagere temperaturen kan dan nog nagenoeg volledige nitrificatie worden bereikt.

Het blijkt, dat bij lagere temperaturen de snelheid van nitrificatie onder de snelheid van denitrificatie I komt te liggen, waardoor de nitrificatie de bepalende factor wordt. Immers voorafgaande aan denitrificatie zal nitrificatie moeten plaatsvinden. Ter illustratie wordt in een volgende paragraaf aangegeven wat het vereiste nitrificatievolume wordt bij verschillende nitrificatiesnelheden.

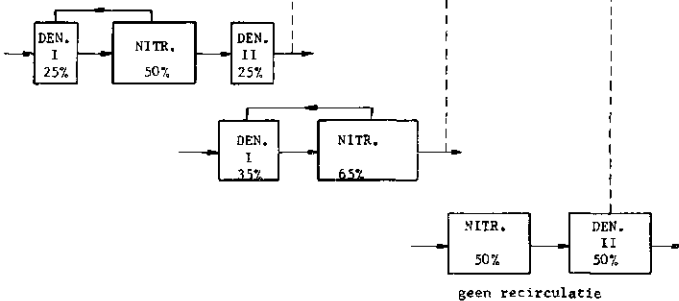
#### 6.1. Berekening van het vereiste nitrificatievolume

Bij de berekeningen wordt uitgegaan van de normale bedrijfsvoering van een oxydatiesloot of carouselinrichting. Dit houdt in 4 kg/m<sup>3</sup> slib en 250 l aeratieruimte per i.e. waarbij een slibbelasting van ca. 54 g BOD<sub>5</sub> per kg slib per dag behoort. Verondersteld wordt, dat per inwoner gemiddeld per dag

De voorbeelden zijn gebaseerd op de volgende gegevens

Temp. 10°C
$r_{\text{Den I}} = 1,1 \text{ mg N-NO}_3/\text{g org.stof.h}$
$r_{\text{NO}_3} = 1,6 \text{ mg N-NO}_3/\text{g org.stof.h}$
$r_{\text{Den II}} = 0,5 \text{ mg N-NO}_3/\text{g org.stof.h}$

PROCESSHEMA	Denitrificatie I Nitrificatie Denitrificatie I	Denitrificatie I Nitrificatie	Nitrificatie Denitrificatie II
Totale recirculatie verhouding	3	7	0,75
Totale denitrificatie volume %	50	35	50
Totale stikstof reductie %	85	85	63



Afb. 8 - Voorbeeld van verschillende processchema's.

125 l water wordt geproduceerd dat behalve een vuillast van 54 g BOD<sub>5</sub> ongeveer 10 g N bevat. Hiervan wordt tijdens de biologische zuivering ca. 25 % vastgelegd in het slib tijdens assimilatieprocessen. Voor nitrificatie en eventuele denitrificatie blijft over 7,5 g N/inw. dag. Het slib bevat 25 - 35 % as, indien geen defosfatering plaats vindt, zodat de organische stof (%vluchtige fractie bij verasiging) concentratie ongeveer 2,8 kg/m<sup>3</sup> bedraagt. De beschikbare nitrificatiecapaciteit is:

$$p \times \text{volume}_{\text{totaal}} \times \text{org.stof conc.} \times r_{\text{NITR.}} \quad (19)$$

waarin:

$p$  = fractie van het totale volume (250 l/inw), dat voor nitrificatie wordt gebruikt ofwel

$$p \times 250 \times 2,8 \times r_{\text{NITR.}} \times 10^{-3} \text{ g N/inw.h.}$$

De vereiste nitrificatiecapaciteit is

$$\frac{7,5}{24} = 0,31 \text{ g N/inw. h} \quad (20)$$

Combinatie van (19) en (20) leidt tot de betrekking

$$p = \frac{0,45}{r_{\text{NITR.}}} \quad (21)$$

Bij het onderzoek in de installaties van het IG-TNO is in de onderzoeksperiode gewerkt met 50 % totale denitrificatieruimte en 50 % nitrificatieruimte. Uit betrekking (21) blijkt dat indien  $r_{\text{NITR.}}$  groter is dan ongeveer 1,0 mg N-NO<sub>3</sub>/g.org.stof.h. nagenoeg volledige nitrificatie haalbaar is. Komt de nitrificatiesnelheid op ongeveer 1,0 mg N-NO<sub>3</sub>/g.org.stof of lager te liggen, hetgeen beneden 10 °C op kan treden, dan resulteert een gevoelige bedrijfsvoering. Zodra de slibbelasting een weinig hoger ligt dan de ingestelde waarde treedt onvolledige nitrificatie op. Dit verschijnsel werd bij 8 °C waargenomen (zie hoofdstuk 5). Een oplossing biedt, zoals geïllustreerd in afb. 8, het vergroten van de nitrificatieruimte tot 65 % van het totale volume, waardoor bij de genoemde temperatuur ook bij een 30 % hogere gemiddelde slibbelasting nog nagenoeg volledige nitrificatie haalbaar is. In dit verband wordt erop gewezen dat indien  $r_{\text{NITR.}} \leq 0,45 \text{ mg N-NO}_3/\text{g.org.stof h}$ . zou worden, hetgeen mogelijk is bij zeer lage temperaturen, alle ruimte beschikbaar zal moeten blijven voor nitrificatie. Denitrificatie is dan niet uitvoerbaar. Genoemde facetten duiden de wenselijkheid aan om een flexibele uitvoeringsvorm te

nemen, waarin te allen tijde op eenvoudige wijze kan gestreefd worden naar maximale nitrificatie en denitrificatie.

**7. 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 meertrapsystemen 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 elektronen-donor voor de denitrificatiestap kunnen de organische stoffen uit het afvalwater worden gebruikt of kan een speciaal toegevoegde stof, zoals methanol, fungeren. Voor uitgebreide en recente informatie wordt verwezen naar Christensen en Harremoës [19].

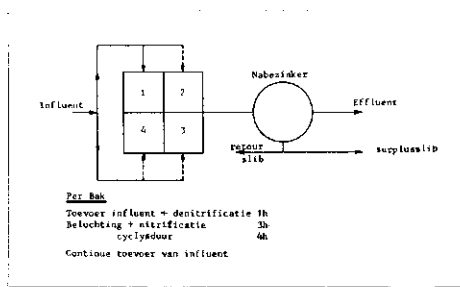
De meeste zuiveringsinrichtingen, die in Nederland in werking zijn of die binnen enkele jaren gebouwd zullen worden, beogen in de eerste plaats de onttrekking van de zuurstofverbruikende componenten van het afvalwater, met andere woorden BOD-reductie en nitrificatie. Thans zijn discussies gaande over de noodzaak om eveneens denitrificatie toe te passen. Het blijkt, dat in 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), noch de wijze van beluchten (oppervlakte-bellenbeluchting) toepassing van denitrificatie behoeven te belemmeren.

**7.1. 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 behoeft niet te betekenen, dat het afvalwater niet continu kan worden toegevoerd.

**7.1.1. Discontinue oxydenitroproces - IG-TNO**

Het door Pasveer [20] aanvankelijk ontwik-



Afb. 9 - Oxydenitro proces [20].

kelde 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 oxydatieproces 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 schematisch weergegeven is in afb. 9, wordt verwezen naar lit. [20].

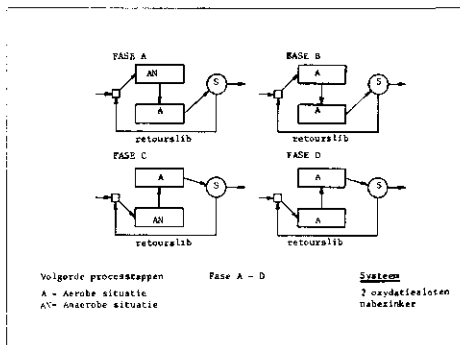
**7.1.2. Bio-denitroproces**

In Denemarken is het zogenaamde bio-denitroproces in toepassing [25]. Dit proces heeft eveneens de alternerende processtappen van denitrificatie en nitrificatie. Het systeem bestaat uit twee reactietanks, bijv. oxydatiesloten, en één nabeslinder. De twee oxydatiesloten zijn in serie verbonden. Het influent gaat afwisselend naar beide oxydatiesloten. Het principeschema is weergegeven in afb. 10. In een testinstallatie, die bestaat uit 2 oxydatiesloten van 600 m<sup>3</sup>, werd 90 % N-reductie gevonden. Een installatie van 100.000 i.e. is in aanbouw.

**7.2. Voorbeelden van continue werkwijzen**

Bij de continue werkwijze voor denitrificatie worden bepaalde delen van het systeem in anaerobe situaties gehouden. Om te allen tijde aan de eis van volledige nitrificatie te voldoen en daarnaast zo ver mogelijk te

Afb. 10 - Bio-Denitro proces [25].



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.

**7.2.1. Continue oxydenitroproces - IG-TNO**

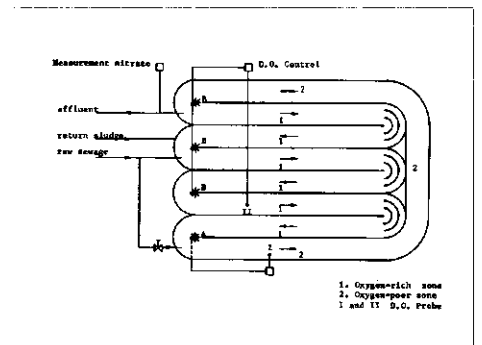
Het proces dat in studie is bij het IG-TNO wordt in dit verslag en in twee rapporten [16, 17] over biologische denitrificatie uitvoerig besproken. Analoge uitvoeringsvormen worden toegepast in Zuid-Afrika door Barnard [21] en door Dijkstra en Tietema [22]. Met deze uitvoeringsvormen kan een hoog stikstofverwijderingspercentage 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.

**7.2.2. Carrousel uitvoering**

In de carrousel uitvoering van de oxydatiesluis kan het systeem door een efficiënte wijze van zuurstoftoevoer worden verdeeld in zuurstofrijke en zuurstofarme zones. Hierin vinden de processen van resp. 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 afb. 11 is de lay-out van de Carrousel-installatie voor Venlo (200.000 i.e.) opgenomen (Van der Geest en Witvoet [23]).

Afb. 11 - Lay-out carrousel oxydatie ditch unit in Venlo with D.O. control [23].



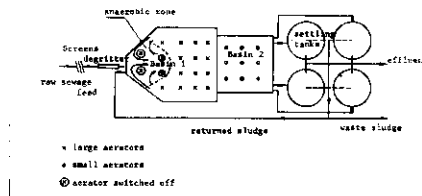
7.2.3. Oxydatiesloot met mammoetrotoren  
Vergaande stikstofverwijdering (tot 88 %) wordt in de Blumental zuiveringsinrichting (200.000 i.e.) in Wenen, bereikt door in een bestaande installatie het aantal in werking zijnde mammoetrotoren te variëren (Matché [24]). Hierdoor ontstaan de vereiste zuurstofrijke en zuurstofarme zones. Dit aspect illustreert duidelijk één van de voordelen van denitrificatie, dit is de reductie in benodigde hoeveelheid energie.

7.2.4. Aeratietank met oppervlaktebeluchter  
Een volgend voorbeeld, dat 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 (Nicholls [26]).

In afb. 12 is aangegeven op welke wijze het systeem is gemodificeerd tot een denitrificatieinrichting. 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 de aerobe zone worden gevormd, toegevoerd worden naar de denitrificatieruimte. Op deze wijze wordt 98 % van het nitraat en 85 % van het totale N-kjeldahl verwijderd, terwijl het energieverbruik van 4 rotoren gespaard blijft.

7.2.5. Propstroom met bellenbeluchting

Het nitraatgehalte van de Thames en aangrenzende rivieren is de afgelopen jaren op een dusdanig hoog niveau gekomen dat de drinkwaterkwaliteit in gevaar komt. Tegen deze achtergrond bezien is denitrificatie als onderdeel van het zuiveringsproces noodzakelijk. Bij de Rye Meads Sewage Works aan de rivier de Lee kan op zeer elegante wijze 50 % stikstofverwijdering worden gerealiseerd [27]. De inrichting heeft een propstroom en bestaat uit 4 lange aeratiebekkens in serie (zie afb. 13). De inrichting wordt belucht met bellenbeluchting. In het eerste aeratiebekken wordt 2/3 van het aantal beluchtingsbuizen buiten werking gesteld. De resterende beluchting is voldoende om het slib in suspensie te houden en te mengen met influent. De toegevoerde hoeveelheid zuurstof is echter zo gering dat een zuurstofarme situatie ontstaat. Onder deze conditie wordt het nitraat, dat in de retourslibstroom aanwezig is, gereduceerd. Afhankelijk van de grootte van de retourslibstroom vindt in meerdere of mindere mate stikstofverwijdering plaats. Bij een 1 : 1 verhouding van retourslib- tot influent-debiet wordt ongeveer 50 % stikstofverwijdering waargenomen, terwijl volgens opgave ca. 19 % energie bespaard wordt.



Afb. 12 - Lay-out of the Alexandra plant [26].

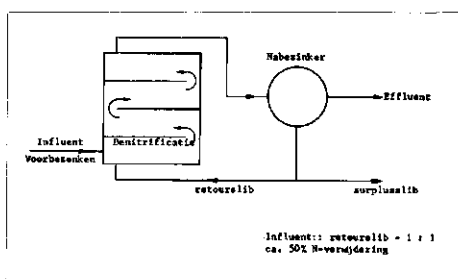
## 8. Samenvatting en conclusies

Onderzoekingen aangaande het gecombineerde proces van stikstof- en fosfaatverwijdering in de 500 i.e. continue oxydatie-denitrificatie zuiveringsinrichting van het IG-TNO te Delft, leveren succesvolle resultaten op.

Het blijkt mogelijk om in deze zeer laag belaste actief-slibinrichting naast een hoge COD-reductiegraad, vergaande N-eliminatie te bewerkstelligen. Zo werd bij 10 °C een N-eliminatie percentage gemeten en berekend van 85 %. Bij hogere temperaturen kunnen nog betere rendementen worden verwacht.

De processen van denitrificatie en nitrificatie kunnen bij benadering beschreven worden met de O<sup>o</sup> orde kinetiek. Evenwel blijkt onder de hier toegepaste procescondities de snelheid van denitrificatie sterk af te nemen beneden 1-2 mg N-NO<sub>3</sub>/l. Eveneens geldt dit voor de snelheid van nitrificatie beneden 1-2 mg N-Kj/l. Als bovengrens van de stikstofeliminatie zal derhalve bij stedelijk afvalwater een reductiegraad van 92 - 96 % gelden. Met de gemeten conversiesnelheden van de genoemde processen zijn berekeningen uitgevoerd over de te verwachten N-eliminatie bij verschillende uitvoeringsvormen van de combinatie nitrificatie/denitrificatie bij zeer laag belaste actief-slibsystemen. Zowel de nitrificatie- als de denitrificatie I snelheid worden boven 10 °C in geringe mate door de temperatuur beïnvloed. De denitrificatie II snelheid blijkt over het gemeten temperatuurtraject nagenoeg constant te zijn. Dit kan verklaard worden uit de vrij constante waarden die gevonden worden bij de endogene ademhaling. Beneden 10 °C blijkt vooral de conversie-

Afb. 13 - Plug flow system met bellenbeluchting [27].



snelheid van het nitrificatieproces sterk af te nemen. Om ook bij lagere temperatuur nagenoeg volledige nitrificatie te bereiken is het voordelig om de combinatie denitrificatie I - nitrificatie met hoge recirculatieverhouding (ca. 7) toe te passen.

De inzichten in het biologische denitrificatieproces zijn zover gevorderd, zowel theoretisch als technologisch gezien, dat praktische toepassing van dit proces goed uitvoerbaar is. Hiertoe is het niet altijd vereist dat zuiveringssystemen, die speciaal gericht zijn op stikstofverwijdering worden toegepast. Door geringe modificatie van vele bestaande zuiveringsinrichtingen, gericht op BOD-verwijdering en nitrificatie, kan reeds vergaande stikstofeliminatie plaatsvinden.

Een aantal voorbeelden van praktische uitvoerbaarheid van biologische denitrificatie illustreren het feit, dat er, technologisch gezien, weinig belemmeringen behoeven te zijn om biologische denitrificatie als normaal onderdeel van laagbelaste actief-slibsystemen te gaan gebruiken.

## Literatuur

1. Pasveer, A. (1964). *Ueber den Oxydatiengaben*. Schw. Zeitschr. f. Hydrologie, XXVI, 446-485.
2. b.v. CAN 956.733 en BEL. 773.449.
3. Pasveer, A. (1971). *Oxydenitroproces*. Rapport A 61 van het IG-TNO.
4. Notes on Water Pollution (1971). *Nitrification on the BOD-Test*. Water Pollution Research Laboratory, Stevenage, England.
5. McCarty, P. L. and Hang, P. T. (1971). *Nitrogen removal from waste waters by biological nitrification and denitrification*. In: Microbial aspects of pollution, Ed. G. Sykes and F. A. Skinner, Academic Press, Londen.
6. Downing, A. L. and Hopwood, A. P. (1964). *Some observations on the kinetics of nitrifying activated sludge plants*. Schw. Zeitschr. f. Hydrologie, XXVI, 271-288.
7. Dijkstra, F. (1974). *De verwijdering van stikstofverbindingen uit afvalwater*. H<sub>2</sub>O 7 (22), 489-495.
8. Christensen, M. H. and Harremoes, P. *Biological denitrification in Water Treatment*. Dept. of San. Eng. Techn. Univ. of Denmark, Rep. 2-72, 1972.
9. NEN 3235. *Onderzoekingsmethoden voor afvalwater*, Nederlands Normalisatie Instituut.
10. Standard Methods (1971). 13th Ed. American Public Health Association, Washington DC.
11. Dawson, R. N. and Murphy, K. L. (1972). *The temperature dependency of biological denitrification*. Water Research 6, 71-83.
12. Davies, T. R. and Pretorius, W. A. (1974). *Denitrification with a bacterial disc unit*. Water Research 9, 459-463.
13. Fewson and Nicolas (1961). *Nitrate reduction form Pseudomonas aeruginosa*. Biochim. Biophys. Acta 49, 335 e.v.
14. Stensel, H. D., Loehr, R. C. and Lawrence, A. W. (1973). *Biological kinetics of suspended-growth denitrification*. J. Wat. Pol. Contol Fed. 45, nr. 2, 243-260.
15. Christensen, M. H. IAWPR-Congress, Paris,



monsters aselekt genomen zijn en de resultaten normaal verdeeld zijn. De mate waarin de beschouwde analyseresultaten normaal verdeeld zijn, is getoetst door van de meetuitkomsten een relatieve cumulatieve frequentieverdeling op waarschijnlijkheidspapier uit te zetten.

Hierbij bleek bij de uitgewerkte rekenvoorbeelden steeds een min of meer rechte lijn te ontstaan, zodat de conclusie getrokken kan worden, dat de steekproef geacht kan worden afkomstig te zijn uit een normaal verdeelde populatie. Er is tevens stilzwijgend van uitgegaan, dat de samenstelling van een monster onafhankelijk is van de voorafgaande monsters.

De fout die gemaakt wordt bij de berekening van de monsternamerequentie en de nauwkeurigheid van het gemiddelde der meetresultaten, doordat de uitgangspunten niet geheel juist zijn, is nauwelijks kwantitatief aan te geven.

Wij kunnen echter verwachten dat de werkelijke monsternamerequentie hoger zal zijn dan de berekende indien de monsters niet aselekt genomen zijn en/of de meetresultaten niet normaal verdeeld zijn.

Bestaat er een autocorrelatie tussen de meetresultaten dan kan in principe met een lagere monsternamerequentie volstaan worden dan de berekende, om hetzelfde resultaat te bereiken. Een methode om de autocorrelatie bij de berekeningen te betrekken is echter nog niet beschikbaar. De toegepaste methode levert dan ook een schatting van de monsternamerequentie in plaats van een exacte berekening.

Hiernaast dient vermeld te worden dat bij de berekening van de monsternamerequentie van een beperkte doelstelling is uitgegaan. Zo is bijv. geheel voorbij gegaan aan de monsternamerequentie die nodig is om een optimale procesvoering bij de bereiding van drinkwater en de zuivering van afvalwater te bereiken, daar hierbij geheel andere overwegingen kunnen gelden.

#### Literatuur

- Anderson, H. P. Statistische technieken en hun toepassingen, 1972.
- Bosch, A. J. en Kamps, H. J. L. Statistisch Compendium.
- Sieben, J. W. en Munck, H. A. de. Toegepaste statistiek A, 1975.
- Wijvekatte, M. L. Verklarende Statistiek, 1969.



• *vervolg van pag. 69*

#### Biologische denitrificatie in zeer laag belaste actief-slibsystemen

1974. *Denitrification of sewage by alternating process operation.*

16. Heide, B. A. (1975). *Aerobe en verdergaande zuivering van afvalwater in zeer laag belaste actief-slibsystemen. Stikstofverwijdering door middel van biologische denitrificatie, deel I.* IG-TNO rapport A 76.

17. Heide, B. A. (1975). *Idem deel II.* IG-TNO rapport A 77.

18. Sutton, P. M., Murphy, K. L. and Jank, B. C. (1975). *Nitrogen Control: a basis for design with activated sludge systems.* IAWPR Conference on Nitrogen as a Water Pollutant, Copenhagen.

19. Christensen, M. H. and Harremoes, P. (1975). *A literature review of biological denitrification of sewage.* IAWPR Conference on Nitrogen as a Water Pollutant, Copenhagen.

20. Pasveer, A. (1971). *Verdere ontwikkeling. Het oxydenitroproces* *H<sub>2</sub>O* 4 (1971) 22, p. 499-504.

21. Barnard, J. L. (1975). *Nutrient removal in biological systems.* *Water Poll. Control* 74 (1975) 2, p. 142-154.

22. Dijkstra, F. en Tietema, P. (1974) NL 7214701. *Werkwijze voor het verwijderen van stikstofverbindingen uit afvalwater.*

23. Geest, A. T. van der en Witvoet, W. C. (1975). *Nitrification and denitrification in Carousel systems.* IAWPR Conference on Nitrogen as a Water Pollutant, Copenhagen.

24. Matsché, 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.

25. Tholander, B. (1975). *An example of design of activated sludge plants with denitrification.* IAWPR Conference on Nitrogen as a Water Pollutant, Copenhagen.

26. Nicholls, H. A. (1975). *Modification of extended aeration in Johannesburg South Africa to achieve denitrification.* IAWPR Conference on Nitrogen as a Water Pollutant, Copenhagen.

27. Naughton, J. (1974). *Water Research Centre unravels the nitrate knot.* Surveyor, 26th July.



#### Tiende Essener Tagung wordt in Aken gehouden

Op 2, 3 en 4 maart 1977 wordt de 10e 'Essener Tagung' gehouden, die — zoals eerder werd meegedeeld — in Aken zal plaatsvinden. Het onderwerp is 'Abwasserreinigungsverfahren und Regenwasserbehandlung unter Berücksichtigung nationaler und internationaler Gewässergüteanforderungen'.

Van de 42 aangekondigde referaten worden er 4 door Nederlandse sprekers verzorgd — in volgorde van het programma: ir. K. C. Zijlstra, prof. ir. A. C. J. Koot, ir. J. B. M. Wiggers en ir. J. D. A. Wajer. De kosten bedragen DM 220,— per persoon. Informatie: Lehrstuhl für Siedlungswasser-

wirtschaft, RWTH, Aachen, Templergraben 55, 5100 Aachen, tel. (0241) 425207.

#### Verstedelijking en waterhuishouding

De Commissie voor Hydrologisch Onderzoek TNO organiseert in samenwerking met de Unie van Waterschappen en het Nederlands Instituut van Directeuren en Ingenieurs van Gemeentewerken (NIDIG) een Technische bijeenkomst over het onderwerp: 'Verstedelijking en waterhuishouding'. De bijeenkomst vindt plaats op woensdag 4 mei a.s. in het conferentieoord 'De Blijve Werelt' te Lunteren.

#### Cursus milieuhygiëne, dosis effect-relatie en normen

De Stichting Postakademiale Vorming Gezondheidstechniek organiseert van 14 t/m 17 maart a.s. een cursus 'Milieuhygiëne, dosis effect-relatie en normen' aan de Technische Hogeschool Delft. Het programma vermeldt voordrachten over de volgende onderwerpen:

1. medische aspecten milieunormen, door prof. dr. K. Biersteker;
2. international overleg waternormen, door ir. J. J. Cappon;
3. Chemische en toxicologische criteria voor normstelling speciaal t.a.v. levensmiddelen, door dr. J. W. Copius Peereboom;
4. Nationale en internationale activiteiten t.a.v. milieuhygiëne-normen, door dr. J. H. Dewaide;
5. Nationale vaststelling waternormen, door ir. R. Schutte;
6. Ecologie en milieuhygiënische normstelling, door dr. J. G. Wessels Boer;
7. Geluidmeting - geluidbeoordeling, door ir. J. van den Eijk;
8. Problemen bij de normstelling bodemhygiëne, door dr. ir. F. A. M. de Haan;
9. Dosis-effect relaties en normen voor lucht, door drs. F. Hartogensis;
10. Normalisatie van analysemethode, door drs. E. P. Noordervliet;
11. Normen voor ioniserende straling, door dr. Z. M. Nooteboom-Beekman;
12. Milieubeheer en milieunormen, door prof. dr. C. O. Schaeffer;
13. Drinkwater, door dr. F. J. J. Brinkmann.

De inschrijving sluit op 21 februari a.s. Belangstellenden kunnen zich wenden tot het secretariaat van de Stichting Postakademiale Vorming Gezondheidstechniek, Stevinweg 1, Delft, tel. (015) 133222, tst. 5468.