

Nitrifikatie in het actief slib proces

Om verschillende redenen is een toenemende belangstelling voor het optreden van nitrifikatie bij de biologische afvalwaterzuivering te verwachten. Allereerst door de belangrijke bijdrage van organische stikstofverbindingen en ammoniumzouten aan de uiteindelijke BOD die op oppervlaktewater geloosd wordt.

Volgens het uitvoeringsbesluit van de Wet verontreiniging oppervlaktewateren dient per mg N gerekend te worden met een zuurstofbehoefte van 4,57 mg. Dit is gebaseerd op de reactie:



waarbij geen rekening wordt gehouden met de aan deze reactie gekoppelde assimilatieprocessen waarbij CO_2 wordt gereduceerd. De relatieve zuurstofbehoefte is dan ook wat lager; waarschijnlijk ongeveer 4,3 mg O_2 per mg N. Slechts na volledige mineralisatie zal de waarde 4,57 bereikt worden. Zeker is in ieder geval dat de gereduceerde stikstofverbindingen een zeer belangrijk beroep doen op het zelfreinigend vermogen van onze oppervlaktewateren.

Wanneer men uitgaat van ± 8 gr N per inwoner per

dag (Fair, Geyer, Okun 1968) betekent dit volgens de huidige normen voor Nederland reeds 2,8 miljoen I.E. afkomstig van directe menselijke produktie alleen.

Nitrifikatie is ook van belang in verband met de eutrofiëring. Na denitrifikatie, die voor een deel ook in oppervlaktewater kan plaatsvinden, kan stikstof limiterend worden voor de primaire produktie. Hoewel fosfaateliminatie in het algemeen meer perspectief lijkt te bieden bij het terugdringen van de eutrofiëring, kan in vele gevallen ook stikstoflimitering van belang zijn. Gezien de gemiddelde samenstelling van algen, die op gewichtsbasis ongeveer zeven maal zoveel stikstof als fosfor bevatten, zal een fosfaatverwijdering ook veel efficiënter moeten zijn om tot vergelijkbare resultaten te komen.

Tenslotte dient vermeld te worden dat ammoniumverbindingen toxisch kunnen zijn voor vis en dat bij desinfectie met chloor ammoniumzouten een ongunstig effect hebben en een verhoogd chloorgebruik veroorzaken.

Tot de kennis van nitrifikatie in actief slib en in oppervlaktewater heeft vooral het werk van Downing en dat van McCarty bijgedragen.

Downing (1964) formuleerde de gedachte dat nitrifikatie in actief slibinstallaties alleen op zal treden indien de

relatieve groei van de nitrificerende bacteriën minstens gelijk is aan die van de slibmassa als geheel. Indien dat niet het geval is, zullen de nitrificeerders geleidelijk worden verwijderd met het spuislib. Op deze conceptie heeft Downing een model gebaseerd met een zekere voor-spellende waarde voor het optreden van nitrifikatie (1964). In een latere publikatie (Downing en Knowles; 1970) wordt de theorie ook toegepast op oppervlaktewater. Door McCarty en medewerkers zijn theoretisch en praktisch onderzoek gedaan naar de thermodynamische achtergronden (McCarty 1969), naar de snelheid van de optredende reacties en de procesvoering (Lawrence en McCarty 1970) het effect op de zuurstofhuishouding in rivieren (Stratton en McCarty, 1967) en de toepassing van een onderwater-filter bij nitrifikatie (Haug en McCarty, 1971).

Aansluitend bij deze kennis is nu gezocht naar een mogelijkheid om de rol van protozoën, de invloed van het reaktor type en het effect van variaties in debiet en concentratie zoals die zich in de praktijk voordoen op te nemen in een modelvoorstelling voor nitrifikatie in actief slib.

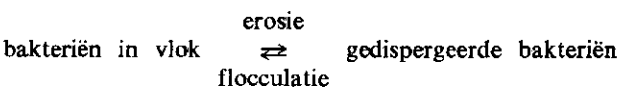
Protozoën

Daar protozoën behalve in oppervlaktewater vooral voorkomen in laagbelaste actief slibinstallaties, waartoe ook de nitrifikatie in het algemeen beperkt is, is een belangrijke invloed van deze organismen op de nitrifikatie te verwachten. Door Curds en Cockburn (1970) wordt zelfs een gewichtsaandeel van 10% voor de protozoën in slib genoemd. Dezelfde auteurs hebben ook onderzoek gedaan naar de groeisnelheid van protozoën die zich met bacteriën voeden (1968, 1971), terwijl Curds getracht heeft hun rol in actief slib te simuleren (1971).

De door hen gevonden resultaten — voornamelijk afkomstig van experimenten met zogenaamde continu cultures — zijn echter slechts zeer ten dele toepasbaar op actief slibinstallaties omdat daarin noch de bacteriën noch de protozoën als afzonderlijke vrij zwemmende organismen voorkomen maar juist in overgrote meerderheid geassocieerd zijn met slibvlokken. De organismen worden dan ook geconcentreerd in het retourslib.

Toch is bekend dat protozoën een belangrijke rol spelen in het helder houden van het effluent. Blijkbaar worden de gedispergeerde bacteriën vrij efficiënt door de protozoën verwijderd, ook al zijn deze laatste beperkt in hun bewegingsvrijheid.

In actief slib zijn er nu twee „bronnen” van gedispergeerde bacteriën: de met het rioolwater aangevoerde bacteriën van faecale oorsprong en de door erosie van slibvlokken gedispergeerde bacteriën (Parker c.s. 1972). De eerste bron is voor laag belaste installaties waarschijnlijk van ondergeschikte betekenis, zeker wanneer men ook de snelle adsorptie door slibvlokken mede in beschouwing neemt. Wanneer nu door de tegengesteld werkende processen van erosie en flocculatie een dynamisch evenwicht ontstaat:



kan door „filtreren” van de vloeistof door protozoën een constante hoeveelheid gedispergeerde bacteriën worden geconsumeerd. De hierdoor gestimuleerde groei van

protozoën zal dus bij benadering evenredig zijn met de biomassa van bacteriën in de slibvlokken:

$$\text{groei} = \text{constante} \times \text{biomassa}$$

Daarnaast vindt echter ook groei van de protozoën plaats ten koste van de bacteriën in de slibvlokken zelf. Onder de microscoop kunnen deze fascinerende eetgewoonten van protozoën eenvoudig waargenomen worden. Het lijkt aannemelijk als een eerste benadering te veronderstellen dat de groei van protozoën op het in de slibvlok aanwezige bruikbare voedsel evenredig zal zijn met de aantallen (massa) protozoën en ook met de beschikbare hoeveelheid voedsel. De toegankelijkheid van dit voedsel zal echter geringer zijn naarmate het slib ouder is door de toenemende accumulatie van inert materiaal in de vlokken.

Een formulering die deze overwegingen tot uitdrukking brengt is:

$$\text{groei} = \frac{\text{max. groeisnelheid} \times \text{biomassa protozoën} \times \text{biomassa}}{\text{biomassa} + \text{inert materiaal}}$$

In deze vergelijking stelt biomassa de massa voor van alle bacteriën en protozoën; telt men daar het inerte materiaal op dan verkrijgt men het totale organisch stof gehalte van het slib. Door zo te formuleren wordt aangenomen dat protozoën ook elkaar consumeren, hetgeen juist is indien men bijvoorbeeld ook de rotiferen meerekent.

De totale groei van protozoën kan nu samengevat worden als:

$$\text{groei} = 0,001 (\text{biomassa}) + 0,01 \frac{(\text{biomassa protozoën}) (\text{biomassa})}{(\text{biomassa} + \text{inerte massa})}$$

Naar de vorm is het tweede deel van deze vergelijking hetzelfde als de bekende vergelijking van Monod voor de groei van micro-organismen. De inerte massa, die dan de plaats inneemt van de halfwaardedeconcentratie, heeft echter een andere betekenis en is ook niet constant maar een functie van de belasting.

In het model wordt voor de biochemische omzettingen aangenomen dat de massabalans voor bacteriële groei is:

$$\text{COD} \rightarrow \begin{cases} 0,12 \text{ inert materiaal} \\ 0,38 \text{ oxidatie producten} \\ 0,50 \text{ heterotrophe bacteriën} \end{cases}$$

en dat de groei van protozoën verloopt volgens:

$$\left. \begin{matrix} \text{heterotrophe bacteriën} \\ \text{nitrificerende bacteriën} \\ \text{protozoën} \end{matrix} \right\} \rightarrow \begin{cases} 0,10 \text{ inert materiaal} \\ 0,35 \text{ oxidatie producten} \\ 0,55 \text{ protozoën} \end{cases}$$

Hierbij zijn alle massa's steeds uitgedrukt in COD eenheden.

De coëfficiënten in de vergelijking voor de groei van de protozoën zijn niet gemeten; er zijn nog geen nauwkeurige gegevens dienaangaande beschikbaar — een uitdaging voor microbiologen. De coëfficiënten zijn zodanig gekozen dat de berekende massa aan protozoën in grootte orde overeenstemt met literatuurgegevens. Hoewel deze opzet uitgaat van een conceptie — zij het sterk

vereenvoudigd — van metabolische groei van protozoën, blijft de opzet nogal theoretisch zolang de benodigde groeiconstanten niet door directe meting kunnen worden geverifieerd, maar slechts via de resultaten kunnen worden benaderd. Downing mat indertijd de groeisnelheid van nitrificerende bacteriën direct in rioolwater, waarbij het effect van de protozoën vanzelf ingecalculeerd werd. De zo verkregen waarden gelden dan echter ook slechts voor de condities waaronder gemeten werd en het is niet ondenkbaar dat de verschillen in groeisnelheden die door verschillende auteurs worden gemeld mede zijn toe te schrijven aan verschillende gehalten aan protozoën. Overigens zal ook bij de bestudering van de zelfreiniging in oppervlaktewater (en de BOD-test) het gebruik van dit soort modellen een belangrijk hulpmiddel kunnen zijn.

Een vooronderstelling die aan het gebruikte model ten grondslag ligt is dat de protozoën niet selecteren, maar bacteriën consumeren naar evenredigheid van hun voorkomen. Sommige protozoën selecteren echter wel, maar of dit ook ten aanzien van nitrificerende bacteriën gebeurt is niet bekend. Indien dit in belangrijke mate — hetzij positief, hetzij negatief — gebeurt, zal dit de mogelijkheid om een goede modelvoorstelling voor nitrifikatie op te bouwen sterk bemoeilijken.

Resultaten bij constante condities

Verschillende uit de literatuur bekende experimentele resultaten van nitrifikatie — studies zijn op een digitale computer gesimuleerd. Voor deze simulaties zijn de uit de literatuur bekende groeisnelheden, celopbrengsten etc. gebruikt.

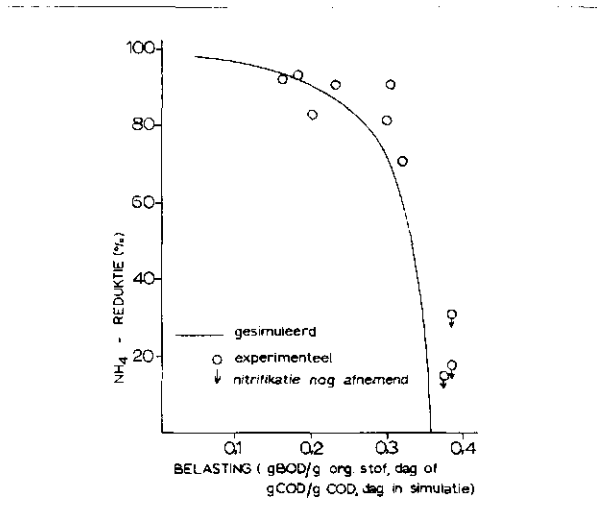
In afb. 1 zijn de klassieke resultaten van Johnson en Schroepfer (1964) voor een synthetisch afvalwater in een ideaal gemengde reaktor bij 20 °C weergegeven, tezamen met de berekende resultaten. Hoewel de belastingsparameters waarin de resultaten zijn uitgedrukt niet exact vergelijkbaar zijn is er toch sprake van een behoorlijke overeenstemming.

In afb. 2 zijn ongepubliceerde resultaten van de Universiteit van N. Carolina weergegeven. De metingen zijn bij 25 °C in ideale mixers verricht; als substraat diende het effluent van een hoog belast oxidatiebed. In een groot aantal gevallen was het effluent troebel doordat het slib slecht bezonk, zodat de dagelijks afgevoerde hoeveelheid spuislib feitelijk hoger was dan aangegeven, en in wezen onbekend. De metingen waarbij een hoog gehalte aan zwevende stof werd geconstateerd zijn afzonderlijk aangegeven.

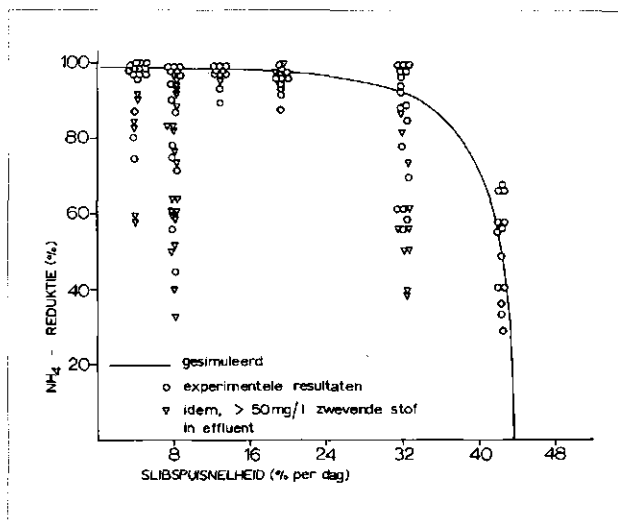
De overige resultaten vertonen een goede overeenstemming met de berekende resultaten, die de theoretisch maximaal bereikbare oxidatie van ammonium weergeven.

Weer geheel andere condities golden voor de in afb. 3 afgebeelde resultaten van Mechalas c.s. (1970).

Als substraat diende voorbezonken huishoudelijk afvalwater, in koelvaten bewaard, dat bij 29 °C door een reaktor werd geleid die met plastic ringen was gevuld. Deze reaktor is meer vergelijkbaar met een oxidatiebed. Omdat de voor ideale mixers zo karakteristieke kortsluiting hier niet kan optreden, zijn de experimentele resultaten nu ook vergeleken met de voor een propstroomreaktor berekende waarden. Dat ook bij hoge

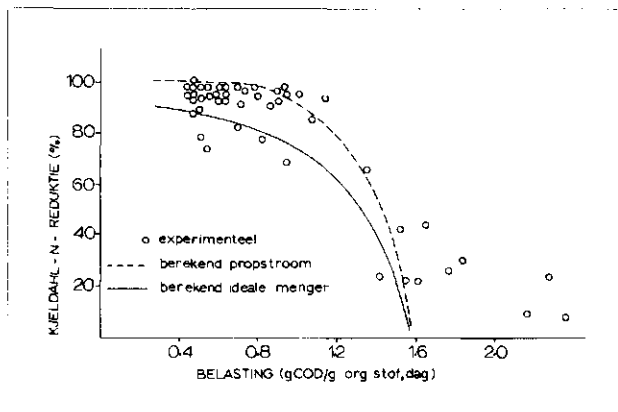


Afb. 1 - Nitrifikatie als functie van de belasting in actief slib bij 20 °C.



Afb. 2 - Nitrifikatie in effluent van een oxidatiebed.

Afb. 3 - Nitrifikatie in een vast bed reaktor.



belasting nog een zekere reductie in het N-gehalte optreedt, wordt veroorzaakt door de opname van stikstof bij celgroei.

Hoewel helaas geen geschikt vergelijkingsmateriaal beschikbaar was bij de voor Nederlandse condities meer gebruikelijke lagere temperaturen zijn de gepresenteerde resultaten, onder sterk verschillende omstandigheden verkregen, toch bemoedigend. Daarom kan het zinvol zijn door berekening het effect van een aantal uitwendige omstandigheden op de nitrifikatie na te gaan binnen het temperatuurgebied dat experimenteel geverifieerd is.

In afb. 4 is de variatie in biomassa van de diverse soorten organismen en de effluent ammonium concentratie weergegeven als functie van de slibspuisnelheid. De temperatuur is 20 °C, de aeratietijd 2,5 uur en het influent heeft een COD van 450 mg/l. Een verandering in de aeratietijd heeft als zodanig geen invloed op de kritische slibspuisnelheid waarbij de nitrificerende bacteriën worden uitgewassen. Een kortere aeratietijd veroorzaakte een nagenoeg evenredige verhoging in de biomassa van iedere groep organismen zodat in de massabalans bij constante condities:

$$\text{groei} - \text{afsterven} - \text{predatie} - \text{spui} = 0$$

alle termen evenredig toenemen. Het is dus niet de hydraulische verblijftijd die bepalend is voor de nitrifikatie, maar de verblijftijd van de slibmassa, die alleen door de spuisnelheid geregeld kan worden. De wel geuite veronderstelling dat hoge concentraties van organische stoffen als zodanig de nitrifikatie zouden remmen is dan ook niet juist. Het is de hieruit voortvloeiende hoge slibproductie en dus de noodzaak om veel slib af te laten die de nitrifikatie verhindert.

Ook blijkt uit simulaties dat de COD : N verhouding in het effluent geen rol speelt bij nitrifikatie onder constante condities. Een hogere COD veroorzaakt uiteindelijk weliswaar een stijging van het aantal protozoën maar de predatie op nitrificeerders neemt niet toe doordat het percentage nitrificeerders in het slib nu ook evenredig lager is.

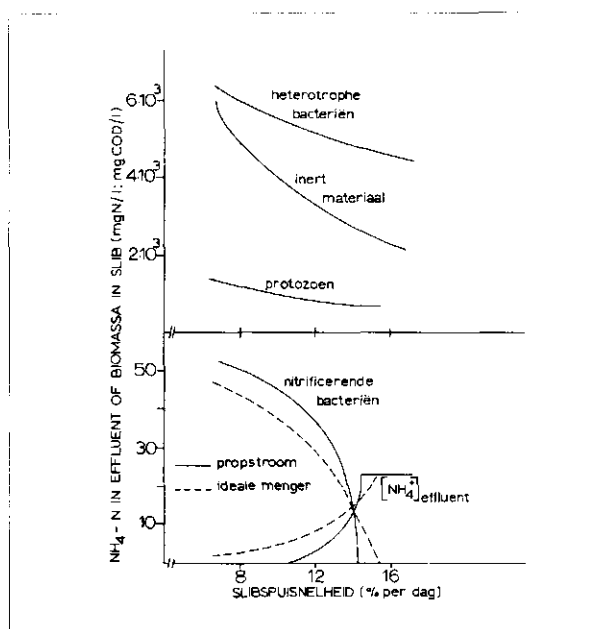
Interessant is het verschil in de rest-concentraties van NH_4^+ voor de propstroom reaktor en de ideale menging (afb. 4). De te verwachten betere resultaten van de propstroomreaktor verkeren bij toenemende spuisnelheid in hun tegendeel.

Analyse van de berekeningen leert dat dit is toe te schrijven aan het feit dat de slibspui aan het einde van de propstroomreaktor plaats vindt, waar de relatieve concentratie van nitrificerende bacteriën het hoogst is.

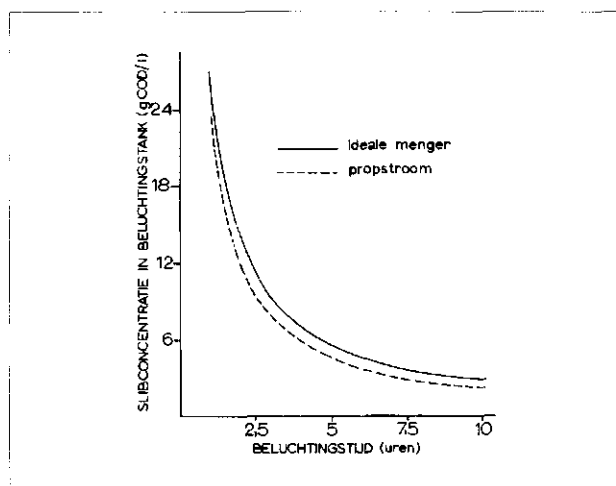
Gevoeligheidsanalyse

Een belangrijk hulpmiddel bij modelvoorstellingen is de gevoeligheidsanalyse, waarbij men het effect van kleine veranderingen in de grootte van de parameters op de resultaten evalueert.

Daardoor wordt zichtbaar welke parameters het sterkst de uitkomsten beïnvloeden. In het onderhavige model blijken dit in eerste instantie de biologische constanten voor de nitrificerende bacteriën te zijn: maximale groeisnelheid, afstersnelheid en Michaëlis-Menten constante, en daarna de constanten voor de protozoën: maximale groeisnelheid, celopbrengst en afstersnelheid. Ook blijkt de gevoeligheid in het gebied waar hoge oxidatiepercen-

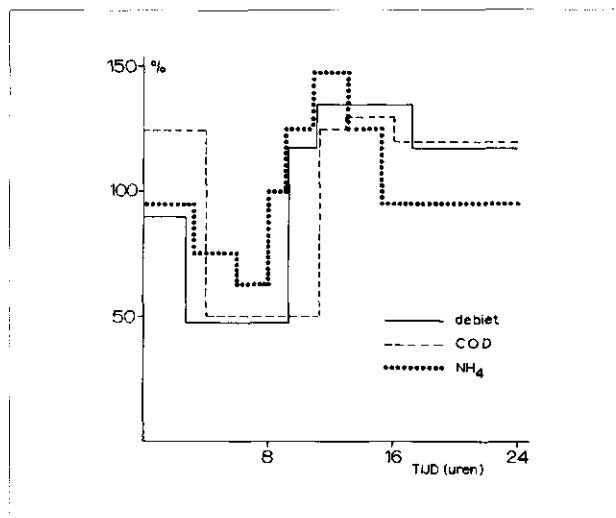


Afb. 4 - Simulatie van nitrifikatie in actief slib.



Afb. 5 - Minimaal benodigd slibgehalte voor 90% nitrifikatie bij 20 °C.

Afb. 6 - Dagelijkse variaties in rioolwater.



tages voor NH_4^+ worden bereikt veel groter te zijn dan wanneer slechts gedeeltelijk nitrifikatie optreedt.

Omdat de biologische constanten voor *Nitrosomonas* zeer sterk temperatuurafhankelijk zijn (Painter, 1970) is nitrifikatie volgens het model ook zeer gevoelig voor temperatuur. Dit is in overeenstemming met de ervaring uit de praktijk.

In afb. 5 is aangegeven welke slibconcentratie nodig is om 90 % nitrifikatie te krijgen bij 20 °C als functie van de beluchtingstijd. De COD van het influent is weer als 450 mg/l genomen, voor lagere waarden neemt de benodigde biomassa naar evenredigheid af.

De uitdrukking g COD biomassa per liter is van dezelfde grootte als de uitdrukking g slib per liter wanneer ongeveer 70 % van het slib organisch materiaal is. De gegevens van afb. 5 zijn gevonden uit de resultaten van afb. 4 en soortgelijke berekeningen bij andere beluchtingstijden. Vooral bij korte beluchtingstijden is de nitrifikatie sterk gevoelig voor het gehandhaafde slibgehalte blijktens de helling van de curves. De onmogelijkheid om zeer hoge slibconcentraties te handhaven, beperken dan ook in de praktijk de mogelijkheid tot nitrifikatie bij hoge COD en korte beluchtingstijden.

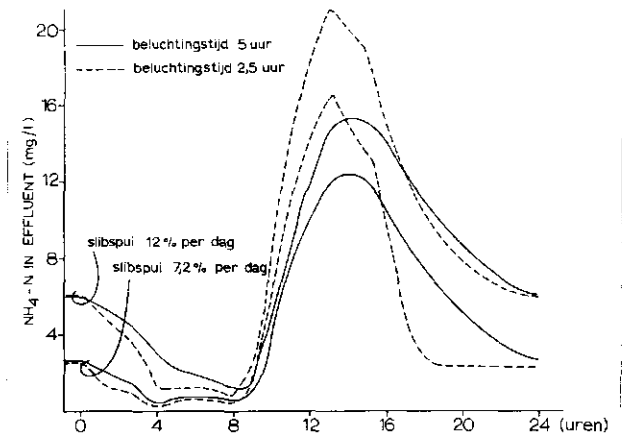
Dynamisch gedrag

Een van de grootste beperkingen van bestaande modellen is dat ze onvoldoende in staat zijn de gevolgen van sterk wisselende dagelijkse variaties in aanvoer en concentratie van rioolwater voor nitrifikatie te voorspellen. Ook hier is simulatie een krachtig hulpmiddel.

In afb. 6 zijn de variatie in debiet, ammoniumconcentratie en COD als gemeten aan het influent van een rioolwaterzuiveringsinstallatie benaderd door stapfuncties die als input voor de computer dienen. Als begin-toestand zijn verder de evenwichtsconcentraties gebruikt die voor constante gemiddelde condities zijn berekend. Als gevolg van deze dagelijkse variaties worden de in afb. 7 weergegeven effluent concentraties berekend. Het blijkt dat vooral bij korte verblijftijden en hoge slibspuisnelheden een aanzienlijke lek van NH_4^+ optreedt. In de simulaties is steeds aangenomen dat de spui van slib evenredig is met het debiet.

Wat niet uit de afb. blijkt, maar wel zeer wezenlijk is, is dat vooral bij de korte verblijftijden en hoge slibafvoer de concentratie van nitrificerende bacteriën na een dagelijkse cyclus duidelijk is afgenomen. Dit ondanks het feit dat de totale dagelijkse belasting van de reaktor met NH_4^+ hoger is dan bij gemiddelde aanvoer en concentratie, hetgeen veroorzaakt wordt door het samenvallen van hoge debieten met hoge NH_4^+ -concentraties. Weliswaar zal men in de praktijk nooit een slibspui evenredig met het debiet toepassen zoals in de simulatie is gedaan, maar de conclusie dat variaties in debiet en concentratie ongunstig zijn voor de nitrifikatie blijft onverkort geldig. In de praktijk zullen vaak de pieken in debiet en NH_4^+ -concentratie ten opzichte van elkaar verschoven zijn door lange verblijftijden in de voorbezinking. Verder is er de praktische mogelijkheid om het slijkgistingswater dat een zeer hoog ammoniumgehalte heeft gedurende de nacht te verwerken.

Momenteel wordt ook onderzoek gedaan naar de praktische mogelijkheden om een klei met een specifiek vermogen om NH_4^+ -ionen te absorberen te gebruiken om de ongunstige effecten van de variabele belasting tegen te gaan en de nitrifikatie te bevorderen. Verder zal het



Afb. 7 - Variatie in effluent NH_4^+ concentratie.

vooral ook gewenst zijn te onderzoeken in hoeverre het bij lagere temperaturen nog mogelijk is nitrifikatie van betekenis te bewerkstelligen.

Literatuur

- Curds, C. R.: *Computer simulations of microbial population dynamics in the activated sludge process*, Water Research 5 1049-1066 (1971).
- Curds, C. R. en Cockburn, A.: *Protozoa in biological sewage treatment processes II*, Water Research 4 237-249 (1970).
- Curds, C. R. en Cockburn, A.: *Studies on the growth and feeding of Tetrahymena pyriformis in axenic and monoxenic culture*, J. gen. Microbiology 54 343-358 (1968).
- Curds, C. R. en Cockburn, A.: *Continuous monoxenic culture of Tetrahymena pyriformis*, J. gen. Microbiology 66 95-108 (1971).
- Downing, A. L., Painter, H. A., Knowles, G.: *Nitrification in the activated sludge process*, J. Inst. Sewage Purification 2, 130-158 (1964).
- Downing, A. L. en Knowles, G.: *Nitrification in treatment plants and natural waters; some implications of theoretical models*, Advances in Water Pollution Research 1970.
- Fair, G. M., Geyer, J. C. en Okun, D. A.: *Water and Wastewater Engineering*, Volume II, John Wiley & Sons, New York, 1968.
- Haug, R. T. en McCarty, P. L.: *Nitrification with the submerged filter*, Annual Conference Water Pollution Control Fed., S. Francisco (1971).
- Johnson, W. K. en Schroepfer, G. T.: *Nitrogen removal by nitrification and denitrification*, J. Water Pollut. Control Fed., 36 1015-1036 (1964).
- Lawrence, A. W. en McCarty, P. L.: *Unified basis for biological treatment design and operation*, Journal of the San. Eng. Div., ASCE, 96 SA 3, 757-778 (1970).
- McCarty, P. L.: *Energetics and bacterial growth*, 5th Rudolf Research Conference, New Brunswick, 1969.
- Mechalas, B. J., Allen, P. M. en Matyskiela, W. W.: *A study of nitrification and denitrification*, Water Pollution Control Research Series 17010 DRD 07/70, Department of the Interior, FWQA, 1970.
- Painter, H. A.: *A review of literature on inorganic nitrogen metabolism in micro organisms*, Water Research 4, 393-450 (1970).
- Parker, D. S., Kaufman, W. J., Jenkins, D.: *Floc breakup in turbulent flocculation processes*, Journal of the San. Eng. Div., ASCE, 98 SA 1, 79-99 (1972).
- Stratton, F. E. en McCarty, P. L.: *Prediction of nitrification effects on the dissolved oxygen balance of streams*, Env. Science & Technol. 1, 405-410 (1967).