

Voordenitrificatie

Onderzoeksresultaten en praktijkrichtlijnen



Voordenitrificatie

Onderzoeksresultaten en praktijkrichtlijnen

STOWA
Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 8090
3503 RB Utrecht
tel. 030-321199
fax 030-321766

Publikaties en het publikatieoverzicht
kunt u uitsluitend bestellen bij:
Hageman Verpakkers BV
Postbus 281
2700 AC Zoetermeer
tel. 079-611188
fax 079-613927
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en
een duidelijk afleveradres.

Programma PN-1992

stowa

Inhoud

Inhoud	i
Ten geleide	iii
1 SAMENVATTING	1
2 INLEIDING	4
3 VOORDENITRIFICATIE	5
3.1 Algemeen	5
3.2 Recirculatiefactor	6
3.3 <u>Benodigde BZV/N-verhouding</u>	8
3.4 <u>Uitvoeringsvormen</u>	8
4 ONDERZOEK	9
4.1 Algemeen	9
4.2 <u>Proefperiode en -lokaties</u>	9
4.3 <u>Pilot-onderzoek</u>	9
4.3.1 <i>Proefinstallatie</i>	9
4.3.2 <i>Influentkarakteristieken</i>	11
4.3.3 <i>Proefopzet</i>	11
4.3.4 <i>Bemonstering en analyses</i>	12
4.4 <u>Flankerend onderzoek</u>	13
4.4.1 <i>Maximale nitrificatiesnelheid</i>	13
4.4.2 <i>Maximale denitrificatiesnelheid</i>	13
4.4.3 <i>Profielmetingen</i>	13
4.4.4 <i>On-line metingen</i>	15
4.4.5 <i>Bemonstering en analyses</i>	15
5 RESULTATEN	17
5.1 Algemeen	17
5.2 <u>Totaal-stikstofverwijdering</u>	17
5.3 <u>Nitrificatie</u>	17
5.3.1 <i>Nitrificatiesnelheid</i>	18
5.3.2 <i>Profielmetingen</i>	19
5.3.3 <i>Slibbelasting</i>	23
5.4 <u>Denitrificatie</u>	25
5.4.1 <i>Denitrificatiesnelheid</i>	25
5.4.2 <i>Profielmetingen</i>	25
5.5 <u>Recirculatiefactor</u>	28
5.6 <u>Aanvoerfluctuaties</u>	30
5.7 <u>Neveneffecten</u>	32
5.7.1 <i>Defosfatering</i>	32
5.7.2 <i>Slib-volumeindex</i>	33
5.7.3 <i>Slibproductie</i>	33

6	DIMENSIONERINGSMETHODEN	34
6.1	<u>Algemeen</u>	34
6.2	<u>Methode op basis van de slibbelasting</u>	34
6.3	<u>Methode op basis van de sibleeftijd</u>	35
6.4	<u>HSA-methode</u>	36
6.5	<u>De "Arbeitsblatt" (A131) methode</u>	37
6.6	<u>IAWPRC actief-slibmodel</u>	38
7	EVALUATIE	40
7.1	<u>Nitrificatie</u>	40
7.2	<u>Denitrificatie</u>	40
7.3	<u>Recirculatiefactor</u>	42
7.4	<u>Aanvoerfluctuaties</u>	42
7.5	<u>Defosfatering</u>	43
7.6	<u>Dimensioneringsmethode</u>	44
8	ONTWERPAANBEVELINGEN	45
8.1	<u>Dimensioneringsmethode</u>	45
8.2	<u>Recirculatie</u>	45
8.3	<u>Inrichting van de actief-slibruimte</u>	45
8.3.1	<i>Denitrificatieruimte</i>	45
8.3.2	<i>Nitrificatieruimte</i>	45
8.3.3	<i>Recirculatievoorziening</i>	46
8.4	<u>Flexibiliteit</u>	46
8.5	<u>Meet- en regelsystemen</u>	46
	LITERATUUR	48
	BEGRIPPEN- EN AFKORTINGENLIJST	49
	Bijlage 1	51

Ten geleide

In 1990 werd het STOWA-onderzoek naar de verwijdering van fosfaat en stikstof op rioolwaterzuiveringsinrichtingen geïntensiveerd en versneld. Doel van het speciaal hierop gerichte spoedprogramma "PN 1992" - dat van de zuiverende waterkwaliteitsbeheerders alleen al in het STOWA-kader een extra onderzoeksinspanning van zeven miljoen gulden in drie jaar vraagt - is het elimineren van onzekerheden en knelpunten in de thans operationele methoden en technieken. Dit om de zuiverende deelnemers in de STOWA tijdig een voldoende beproefd instrumentarium te bieden om te kunnen voldoen aan de effluenteisen voor die stoffen in 1995 en later.

Onderdeel van het PN-programma is na te gaan welke de mogelijkheden en beperkingen zijn van het voordennitrificatiesysteem bij vergaande stikstofverwijdering. Hiertoe is met een proefinstallatie een pilot-onderzoek uitgevoerd bij drie rwzi's. Tegelijkertijd is door flankerend onderzoek meer diepgaande kennis gegenereerd over nitrificatie en denitrificatie in actief-slibsystemen. Het voorliggende rapport geeft van deze onderzoeken de resultaten. Daarnaast worden de meest gebruikte rekenregels voor de dimensionering van voordennitrificatiesystemen tegen het licht gehouden en worden aanbevelingen gedaan voor het ontwerp van deze systemen.

Het onderzoek werd door het algemeen bestuur van de STOWA - op voorstel van de Stuurgroep PNs 1992* - opgedragen aan Witteveen+Bos Raadgevende ingenieurs b.v. (projectteam bestaande uit ir. P.G.B. Hermans, ing. R.G.A. Notkamp en ir. P. de Jong) en namens de STOWA begeleid door een commissie bestaande uit ir. T. Meijer (voorzitter), ir. S.B. Gaastra, ir. A.W.A. de Man, ir. P.G. Piekema, ir. P.C. Stamperius, en ir. F.E. Vliek-Holtvoort.

Utrecht, maart 1993

De directeur van de STOWA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

*

De Stuurgroep PNs 1992 die dit project adviseerde, bestond uit:
ir. R. den Engelse (voorzitter), ir. J. Boschloo, ir. A.E. van Giffen, ir. C. Kerstens, ir. K. de Korte, ir. T. Meijer, ir. P.C. Stamperius, alsmede ir. W. van Starckenburg voor de coördinatie met het programma RWZI-2000.
Als technisch secretaris treedt op ir. P. de Jong van Witteveen+Bos Raadgevende ingenieurs b.v.

SAMENVATTING

In het voorliggende rapport wordt vergaande stikstofverwijdering door middel van het voordennitrificatiesysteem beschreven. Aan de basis van het rapport ligt het semi-technisch onderzoek voordennitrificatie dat in het kader van het onderzoeksprogramma PN 1992 is uitgevoerd.

Het onderzoek verliep via twee sporen. Een proefinstallatie bestaande uit twee parallelle straten is bij de rwzi's Alkmaar, Susteren en Emmen gedurende telkens enkele maanden bedreven met voorbezonden praktijk-afvalwater. Het voornaamste doel hiervan was het vaststellen van de benodigde instellingen en belastingen om een effluentconcentratie ≤ 10 mg N_{tot} /l te bereiken, aangezien praktijkervaring niet voorhanden was. Daarnaast is een flankerend onderzoek uitgevoerd om diepgaander inzicht te verkrijgen in de processen nitrificatie en denitrificatie.

Op alle drie de lokaties is de proefinstallatie belast met een zeer lage BZV-belasting (0,035 tot 0,07 kg BZV/kg d.s.d, betrokken op de totale slibhoeveelheid in het systeem). De daarbij behorende aërobe stikstofbelastingen bedroegen 0,019 tot 0,050 kg N/kg d.s.d.

Nitrificatie

Tijdens de warme periode bedraagt de nitrificatiesnelheid van het actiefslib in de proefinstallatie 2 tot 4 mg N/g d.s.h. Deze snelheid blijkt aan het einde van de winterperiode te zijn afgenomen tot circa 1 mg N/kg d.s.h. Herstel van nitrificatie door het stijgen van de temperatuur treedt binnen enkele weken op. In een systeem met propstroomkarakter blijkt nitrificatie hoofdzakelijk plaats te vinden in het eerste deel van de installatie. Tevens is de hier optredende nitrificatiesnelheid maximaal.

Gedurende een groot deel van het onderzoek zijn geen lage N-Kj-effluentconcentraties bereikt, ondanks het feit dat zeer lage BZV-slibbelastingen zijn toegepast. De oorzaak hiervan is niet uit het onderzoek naar voren gekomen.

Denitrificatie

De beschikbaarheid van BZV blijkt veelal de bepalende factor voor een volledige denitrificatie. Het flankerende onderzoek duidt op drie vormen van denitrificatie, afhankelijk van de beschikbare elektronendonor;

1. Denitrificatie als gevolg van het vrijkomen van organische verbindingen door het afsterven van biomassa. De denitrificatiesnelheid ligt tussen 0,2 en 0,5 mg N/g d.s.h.
2. Denitrificatie met behulp van moeilijk afbreekbare organische verbindingen. In combinatie met proces 1 bedraagt de snelheid 0,5 tot 1,2 mg N/g d.s.h.
3. Denitrificatie met behulp van makkelijk afbreekbare organische verbindingen. Denitrificatiesnelheden van 2 tot 4 mg N/g d.s.h zijn gebruikelijk bij beschikbaarheid van influent of acetaat.

De hoeveelheid nitraat die met de maximale snelheid wordt omgezet, is beperkt: 10 - 30% van de totale hoeveelheid te denitrificeren nitraat. Het resterende deel wordt endogeen en met behulp van moeilijk afbreekbare organische stoffen omgezet. Rekening moet daarom worden gehouden met een over-all denitrificatiesnelheid tussen 1,1 en 1,5 mg N/g d.s.h bij temperaturen rond 20 °C en met 0,8 - 1,2 mg N/g d.s.h bij 15 °C.

Stoichiometrisch kan worden berekend dat voor de denitrificatie van 1 gram nitraat 2,86 gramequivalenten organische verbinding nodig zijn als elektronendonor. Vaak wordt dit vertaald naar 2,86 kg BZV/kg $\text{NO}_3\text{-N}$. Tijdens het onderzoek is vergaande denitrificatie bereikt bij een BZV/ $\text{NO}_3\text{-N}$ -verhouding van 2 tot 2,5. De hoge temperatuur waarbij dit optrad, heeft naar alle waarschijnlijkheid een belangrijke invloed op dit resultaat door de

versnelde afbraak van moeilijk afbreekbare verbindingen naar voor denitrificatie geschikt BZV. De BZV/N-verhouding lijkt derhalve geen universele term om de geschiktheid van influent voor denitrificatie te karakteriseren.

Voor denitrificatie met behulp van acetaat als koolstofbron blijkt een verhouding van 4-5 g BZV/g $\text{NO}_3\text{-N}$ nodig. Een belangrijk deel van het acetaat wordt gebruikt voor andere processen.

In de proefinstallatie is aan het eind van de nitrificatieruimte geen simultane denitrificatie opgetreden. Bij hogere recirculatiefactoren treedt mogelijk in het begin van de nitrificatieruimte enige simultane denitrificatie op.

Recirculatiefactor

Voor afvalwater met een gemiddelde samenstelling is voor vergaande N-verwijdering een recirculatie-debiet van circa 8 DWA nodig (exclusief retourlib). Het toepassen van recirculatie-debieten groter dan $R_f=12$ resulteert niet in een hoger rendement, maar eerder in het verstoren van de stikstofverwijdering. De oorzaken hiervan zijn het terugvoeren van zuurstof in de denitrificatieruimte en een verkorte verblijftijd in de nitrificatieruimte.

Het verhogen van de recirculatiefactor van $R_f=4$ naar $R_f=8$ heeft een duidelijke verlaging van de nitraat-effluentconcentratie tot gevolg. Het verder verhogen tot $R_f=12$ leidt slechts tot een gering positief effect.

Aanvoerfluctuaties

De aanvoer van stikstof vertoont gedurende het etmaal op de proeflokaties grote variaties. Dit leidt tot periodiek hoge stikstofbelastingen, vaak samenvallend met een korte verblijftijd. Grote variaties in de influent aanvoer vereisen een goede afstemming van de wisselende behoefte aan nitrificatie- en denitrificatiecapaciteit van de rwzi. Dit moet worden gerealiseerd door de rwzi te voorzien van bassins die naar keuze functioneren als nitrificatie- of denitrificatieruimte.

Defosfatering

Tijdens het onderzoek is gedurende enkele perioden biologische defosfatering waargenomen. Het spontane voorkomen hiervan geeft aan dat ook gerichte biologische defosfatering in de hoofdstroom in combinatie met voordennitrificatie een mogelijkheid is.

Dimensioneringsmethode

Een aantal methoden voor de dimensionering van actief-slibsystemen is in omloop. Voor het dimensioneren van nieuwe rwzi's lijkt de Duitse HSA-methode de best toepasbare. Zorgvuldige toepassing van de benodigde parameters blijft noodzakelijk. De uitkomsten van de HSA-methode bieden een goed startpunt voor de benodigde volumina, maar een kritische beoordeling op basis van Nederlandse ervaringscijfers en "gezond verstand" blijft nodig.

Ontwerpaanbevelingen

Op basis van de resultaten uit het onderzoek wordt een aantal ontwerpaanbevelingen gegeven. Belangrijk is een flexibele bedrijfsvoering. Om grote variaties in aanvoer te kunnen ondervangen, is het nodig om het voor nitrificatie beschikbare volume te kunnen vergroten en verkleinen. Omdat tijdens influent aanvoer de denitrificatie sneller verloopt, kan hiervoor een deel van de denitrificatieruimte worden gebruikt. Een goed meet- en regelsysteem is bij een dergelijke uitvoering belangrijk.

Evaluatie

Het doel van het semi-technisch onderzoek voordennitrificatie was het verkrijgen van inzicht in de mogelijkheden en beperkingen van het voordennitrificatiesysteem.

Het onderzoek met de proefinstallatie heeft niet alleen gegevens verschaft over procesinstellingen, maar tevens over de grote verschillen in de effluentconcentraties die over een etmaal optreden. Uit het flankerend onderzoek is gebleken wáár in de installatie nitrificatie en denitrificatie optreden, wat mag worden verwacht van simultane denitrificatie, en met welke nitrificatie- en denitrificatiesnelheden mag worden gerekend.

Een belangrijke nog te beantwoorden vraag luidt: kan met een voordennitrificatiesysteem worden voldaan aan de effluenteis van $\leq 10 \text{ mg N}_{\text{tot}}/\text{l}$?

Het voorliggende onderzoek geeft aan dat dit in het algemeen inderdaad het geval is. Voorwaarde is wel dat een goede dimensioneringsmethode wordt gebruikt, waarvan de uitkomsten kritisch worden getoetst aan praktijkcijfers (slibproductie, optredende nitrificatie- en denitrificatiesnelheden, BZV- en stikstofbelastingen). Vervolgens dient de rwzi zo te worden ontworpen dat de verhouding nitrificatie/denitrificatievolume tijdens de bedrijfsvoering flexibel kan worden gewijzigd. Goede meet- en regelsystemen zijn daarbij nodig.

Momenteel wordt een aantal rwzi's in Nederland ontworpen als voordennitrificatiesysteem. Over een aantal jaren zal derhalve praktijkervaring met voordennitrificatie in combinatie met vergaande nutriëntverwijdering beschikbaar zijn.

Een groot aantal actief-slibsystemen in Nederland is uitgevoerd in de vorm van een eentrapsinstallatie. Vaak zijn dergelijke installaties uitgevoerd als propstroomsysteem.

Met het invoeren van de nieuwe AMvB Stikstofverwijdering is op afzienbare termijn de aanpassing van veel rwzi's aan vergaande stikstofverwijdering vereist. Voor propstroomsystemen lijkt het toevoegen van een voordennitrificatieruimte en het creëren van een recirculatiestroom een geschikte optie om aan de eisen te kunnen voldoen.

Voor het ontwerp van installaties voor vergaande stikstofverwijdering in het algemeen, is een aantal richtlijnen en modellen beschikbaar. Veel van deze modellen zijn gebaseerd op onderzoek in Duitsland of de VS. Over de toepasbaarheid van deze richtlijnen en modellen voor het ontwerp van rwzi's met als effluenteis $10 \text{ mg N}_{\text{tot}}/\text{l}$, is uit de literatuur (nog) geen informatie beschikbaar. Ook zijn de toepasbaarheid van deze ontwerprichtlijnen voor de Nederlandse situatie en de invloed van plaatselijke variaties in afvalwatersamenstelling nog onvoldoende bekend.

In het kader van het onderzoekprogramma PN 1992 zijn de mogelijkheden en beperkingen van actief-slibsystemen in combinatie met voordennitrificatie vastgesteld en richtlijnen voor de dimensionering van voordennitrificatiesystemen gegenereerd. Om de invloed van bedrijfsvoeringsaspecten, influentsamenstelling, variaties in de aanvoer en instelling van de rwzi te bepalen, is onderzoek verricht met behulp van een proefinstallatie. Op de rwzi's Alkmaar, Susteren en Emmen is in meerdere perioden van enkele maanden onderzoek gedaan met praktijkafvalwater. De basisprocessen (nitrificatie en denitrificatie) zijn diepgaander onderzocht via een flankerend onderzoek.

De uitkomsten van het onderzoek bieden de mogelijkheid om de bestaande ontwerprichtlijnen en rekenregels te toetsen. Hieraan is een apart hoofdstuk gewijd.

Het voorliggende rapport geeft een beschrijving van het voordennitrificatieproces in het algemeen. Vervolgens worden de proefopzet en de resultaten behandeld. In het kort worden de bestaande dimensioneringsmethoden besproken en getoetst aan gegevens die zijn verkregen uit het onderzoek. Na de evaluatie van de resultaten volgt een aantal aanbevelingen voor het ontwerp van voordennitrificatiesystemen.

3 VOORDENITRIFICATIE

3.1 Algemeen

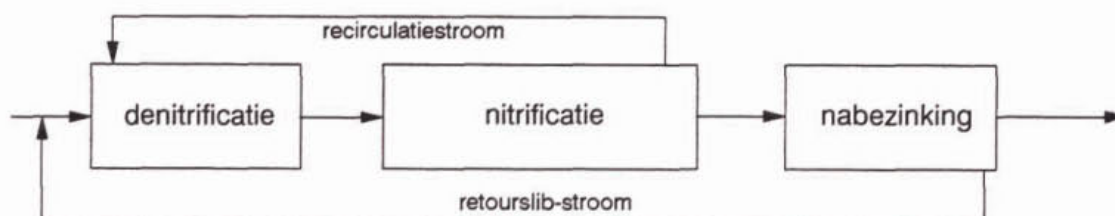
Om met biologische methoden aan strenge N_{tot} -effluenteisen te kunnen voldoen, moet de stikstofverwijdering twee stappen doorlopen. Eerst worden gereduceerde stikstofverbindingen (Kjeldahl-stikstof = N-Kj) onder opname van zuurstof geoxydeerd tot nitraat (nitrificatie). Daarna wordt het nitraat onder zuurstofloze condities omgezet in gasvormige stikstofverbindingen, waarbij BZV wordt omgezet (denitrificatie).

Het bereiken van vergaande N_{tot} -verwijdering in één systeem leidt tot een schijnbare tegenstelling. Immers eerst moet nitrificatie plaats vinden, waarbij ook BZV wordt afgebroken, en pas daarna kan worden gedenitrificeerd, waarbij BZV nodig is.

Om ondanks deze tegenstelling een goede stikstofverwijdering te realiseren, is een aantal procesvarianten ontwikkeld. Voorbeelden hiervan zijn omloopsystemen (oxydatiesloten, circuits, carrousel), systemen met alternerende of intermitterende beluchting (Bio-Denitro, Schreiber met O_2 -minimator) en voordenenitrificatie. Het voordenenitrificatiesysteem wordt in dit rapport nader uitgewerkt.

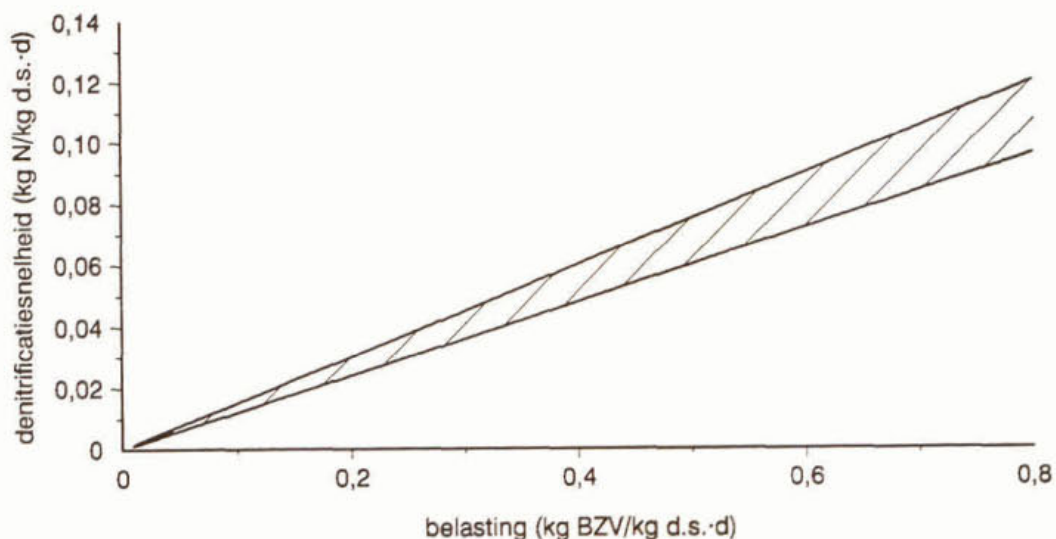
Het voordenenitrificatiesysteem bestaat uit een nitrificatiezone en een denitrificatiezone. De beide zones zijn fysiek van elkaar gescheiden door een wand. Zoals de naam al aangeeft, passeert het influent eerst de denitrificatiezone en daarna de nitrificatiezone. Het principe is afgebeeld in figuur 1.

Het influent komt binnen in de denitrificatieruimte. Hier wordt een deel van de N-Kj onder anoxische condities omgezet in ammonium (ammonificatie). In de nitrificatieruimte wordt ammonium tot nitraat geoxydeerd. Via de nabezinktank en de slibretourleiding wordt een deel van dit nitraat teruggevoerd naar de denitrificatieruimte. Te zamen met het influent-BZV ontstaan hier zodoende voor denitrificatie geschikte condities, de aanwezigheid van nitraat en BZV in een zuurstofloos milieu. Om extra nitraat naar de denitrificatieruimte te voeren, vindt additionele recirculatie plaats vanuit de nitrificatieruimte.



Figuur 1. Schema van het voordenenitrificatiesysteem.

Het belang van een denitrificatieruimte direct na het influentaanvoerpunt is het gevolg van het positieve verband tussen de substraat-(BZV)belasting en de denitrificatiesnelheid (figuur 2) ¹. De hoge BZV-concentratie direct na het influentaanvoerpunt resulteert bovendien in een hoge omzettingssnelheid volgens Monod-kinetiek. Ook wordt zeker gesteld dat het aangevoerde BZV daadwerkelijk ter beschikking staat van de denitrificerende organismen. In een nageschakelde denitrificatietrap wordt slechts een zeer lage nitraatademhaling bereikt door gebrek aan makkelijk afbreekbaar BZV. De denitrificatiesnelheid wordt hier bepaald door het verademen van reservestoffen, geadsorbeerd BZV en afgestorven biomassa. Makkelijk afbreekbare organische verbindingen zijn reeds in de nitrificatieruimte aëroob geoxydeerd. Op basis van dit gegeven is voordenenitrificatie in het begin van de jaren '60 ontwikkeld door Ludzak en Ettinger ².



Figuur 2. Denitrificatiesnelheid als functie van de BZV-belasting in de denitrificatietrap.

3.2 Recirculatiefactor

Kenmerkend voor voordennitrificatie is de recirculatiestroom. Deze moet minstens zo hoog zijn dat voldoende nitraat naar de denitrificatieruimte wordt gevoerd om aan de effluenteis te voldoen. Anderzijds kan een te hoge recirculatiestroom leiden tot verstoring van het proces op een of meer van de volgende wijzen:

- Een hoge recirculatiestroom leidt tot verdunning van BZV in de denitrificatieruimte. Uitgaande van Monod-groekinetiek resulteert dit in lagere denitrificatiesnelheden.
- Met de recirculatiestroom uit de nitrificatieruimte wordt zuurstof naar de denitrificatieruimte getransporteerd, waardoor remming van de denitrificatie optreedt.
- Het hogere debiet door de denitrificatieruimte leidt tot een kortere verblijftijd per passage. Mogelijk kan daardoor niet alle BZV voor denitrificatie worden gebruikt.

De mate waarin overloopwater van de nitrificatieruimte wordt teruggevoerd naar de denitrificatieruimte kan worden uitgedrukt met de term recirculatiefactor (Rf). In dit rapport wordt de volgende definitie gebruikt voor recirculatiefactor:

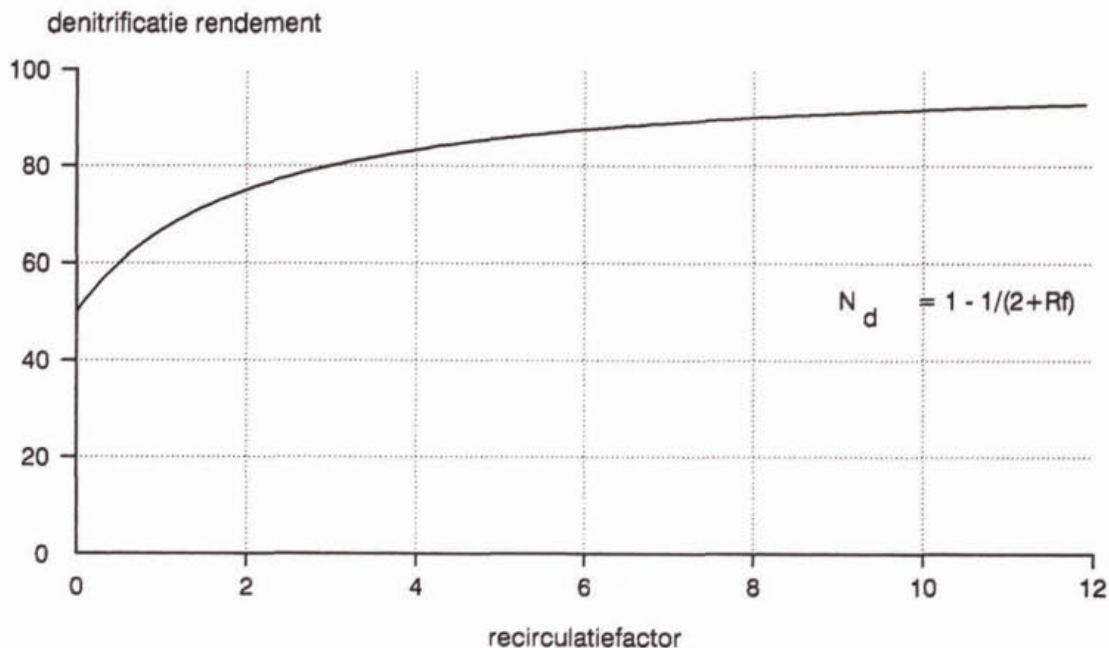
Recirculatiefactor is de verhouding recirculatie-debiet/influent-debiet op uurbasis, waarbij het retourslib-debiet niet in het recirculatie-debiet wordt betrokken.

Gestreefd moet worden naar een recirculatiefactor waarbij vergaande denitrificatie wordt verkregen en negatieve invloeden (nog) geen belangrijke rol spelen.

Er bestaat een samenhang tussen de recirculatiefactor en het denitrificatierendement. In figuur 3 is deze samenhang weergegeven, waarbij de volgende uitgangspunten zijn gehanteerd: 1) denitrificatie vindt uitsluitend plaats in de denitrificatieruimte, er treedt geen simultane denitrificatie op; 2) in de overloop naar de nitrificatieruimte is geen nitraat meer aanwezig; 3) de nitraatconcentratie in het retourslib is gelijk aan die in het effluent; 4) het retourslib-debiet is gelijk aan het influent-debiet.

De figuur laat zien dat het verhogen van de recirculatiefactor boven 5 à 6 resulteert in een relatief geringe toename van het rendement. Om zeer lage nitraatconcentraties te bereiken zullen hoge(re) recirculatiefactoren veelal toch noodzakelijk zijn.

Een voorbeeld: Om 90% denitrificatierendement te bereiken over de rwzi moet een recirculatiestroom ter grootte van acht maal het influent-debiet naar de denitrificatieruimte worden terug gevoerd (Rf = 8).



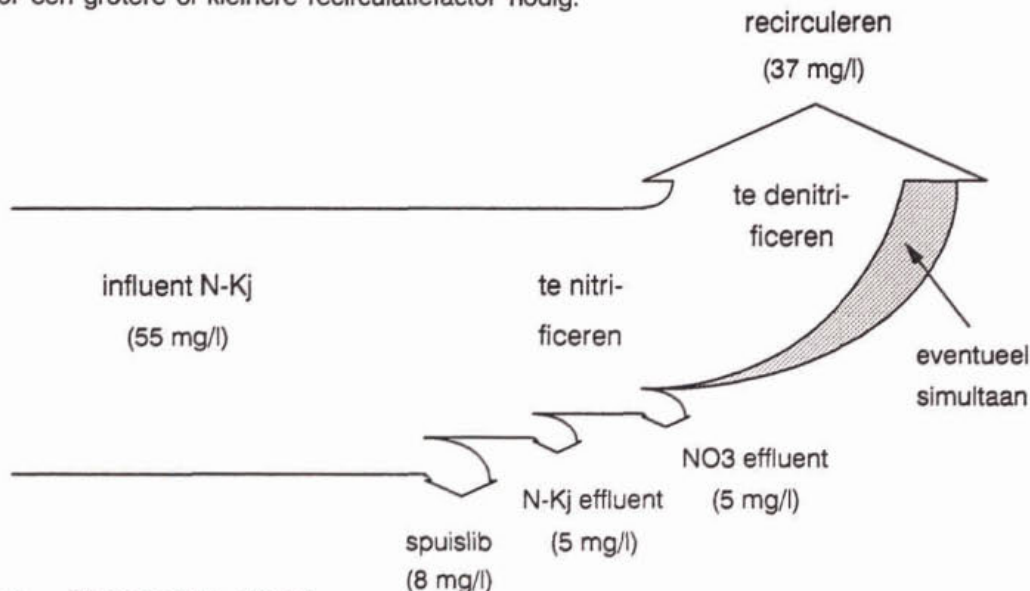
Figuur 3. Percentage denitrificatie als functie van de recirculatiefactor.

Een tweede methode om de recirculatiefactor te benaderen is het opstellen van een stikstofbalans. Met deze balans wordt de nitraatvrucht bepaald die naar de denitrificatieruimte moet worden gerecirculeerd om een bepaalde effluentkwaliteit te bereiken.

Een voorbeeldberekening (zie figuur 4):

Het influent bevat 55 mg/l Kjeldahlstikstof. Hiervan wordt 8 mg/l in biomassa ingebouwd en als spuislib verwijderd en 5 mg Kj-N/l verdwijnt met het effluent. De resterende 42 mg/l moet worden genitificeerd. Omdat het effluent ook 5 mg NO₃-N/l bevat, moet het verschil, 37 mg/l, worden gedenitrificeerd.

Afhankelijk van de mate waarin simultane denitrificatie optreedt (het grijze gebied) is hiervoor een grotere of kleinere recirculatiefactor nodig.



Figuur 4. Massabalans stikstof.

Als de simultane denitrificatie verwaarloosbaar is en de nitraatconcentratie in de recirculatie gelijk is aan de effluentconcentratie (5 mg N/l), wordt voldoende nitraat naar de denitrificatieruimte teruggevoerd bij een totale recirculatie van $37/5 = 7,4 Q_{DWA}$. Indien in de nitrifica-

tieruimte 5 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ simultaan wordt gedenitrificeerd is een totale recirculatie van $32/5 = 6,4 Q_{\text{DWA}}$ nodig. In het algemeen wordt een stroom van circa 1 Q_{DWA} gerecirculeerd via het retourslib, zodat in het rekenvoorbeeld een recirculatiefactor van 6,4 respectievelijk 5,4 nodig is. Duidelijk is dat naarmate meer simultane denitrificatie optreedt in de nitrificatieruimte met een lagere recirculatiefactor kan worden volstaan.

3.3 Benodigde BZV/N-verhouding

Denitrificatie is een proces dat verloopt als elektronen worden overgedragen van organische verbindingen naar nitraat-stikstof. Theoretisch kan worden berekend dat voor het omzetten van één gram $\text{NO}_3\text{-N}$ een equivalent van 2,86 gram CZV nodig is. De energie die vrij komt tijdens denitrificatie wordt door de betrokken micro-organismen gebruikt om te groeien. Voor deze groei nemen ze, naast het CZV voor de elektronenoverdracht, ook CZV' op voor de opbouw van celmateriaal. Met CZV' worden bedoeld reductie-equivalenten van biologisch afbreekbare verbindingen^a. De benodigde CZV'/N-verhouding voor denitrificatie moet dus hoger zijn dan 2,86.

In de praktijk wordt veelal gesproken over de BZV₅/N-verhouding in het influent om aan te geven of goede denitrificatie wordt verwacht. Daarbij wordt als richtwaarde de stoichiometrische verhouding 2,86 gehanteerd. In wezen is dit correct, omdat in de term BZV zowel de reductie-equivalenten als het organische materiaal voor celgroei zijn opgenomen.

Bij voordenenitrificatiesystemen wordt de mate waarin denitrificatie optreedt niet bepaald door de BZV/N-verhouding in het influent, maar door de BZV/ $\text{NO}_3\text{-N}$ verhouding in de denitrificatieruimte. De massabalans van figuur 4 laat zien dat de BZV/ $\text{NO}_3\text{-N}$ verhouding circa 50% hoger ligt dan de BZV/ N_{inf} verhouding.

In Denemarken wordt als richtwaarde voor denitrificatie een BZV_{inf}/ $\text{NO}_3\text{-N}$ verhouding van 4-4,5 aangehouden³.

3.4 Uitvoeringsvormen

In Nederland wordt voordenenitrificatie voornamelijk toegepast in installaties die zijn gebouwd volgens het rotoflow- of schreiberprincipe. In dergelijke rwzi's is de denitrificatiezone uitgevoerd als een binnenring, waarbij het volume meestal niet meer dan 12 tot 20% van het totale volume bedraagt. Voor vergaande denitrificatie is dit over het algemeen te weinig: 40 tot 50% van het totale volume is gewenst, afhankelijk van de lokale situatie.

De rwzi's Emmen en Alkmaar zijn ontworpen als voordenenitrificatiesystemen, met een grote separate denitrificatieruimte naast de aërietanks en voorzien van recirculatievoorzieningen. Beide rwzi's zijn evenwel niet ontworpen om een N_{tot} -effluentconcentratie ≤ 10 mg/l te halen.

^a Er wordt een verschil gemaakt tussen CZV' en BZV, omdat dit laatste staat voor de uitkomst van een meetmethode waarin zowel organisch materiaal wordt gebruikt voor elektronenoverdracht als voor celgroei. Ter illustratie: 1 mol azijnzuur heeft een CZV van 64 gram, een CZV' van 64 gram en een BZV₅ van ± 32 gram.

4 ONDERZOEK

4.1 Algemeen

Het onderzoek richtte zich op:

- het vaststellen van de mogelijkheden en beperkingen van voordennitrificatiesystemen en
- het aanreiken van richtlijnen voor de dimensionering van voordennitrificatiesystemen.

Met een proefinstallatie is met praktijkafvalwater gedurende bijna twee jaar pilot-onderzoek uitgevoerd, om na te gaan bij welke instellingen een effluentconcentratie lager dan 10 mg N_{tot}/l kan worden bereikt. Met name de toe te passen slibbelasting, recirculatiefactor (Rf) en volumeverhouding nitrificatieruimte/denitrificatieruimte zijn daarbij van belang. Door dit onderzoek wordt inzicht verkregen in de flexibiliteit van het voordennitrificatiesysteem. Omdat ook de samenstelling van het influent van belang is, is het onderzoek uitgevoerd bij drie RWZI's gedurende enkele maanden per lokatie.

Parallel aan het onderzoek met de proefinstallatie is een diepgaander flankerend onderzoek uitgevoerd, waarin de aard en mate van de nitrificatie- en denitrificatieprocessen in de diverse compartimenten van de proefinstallatie zijn onderzocht. Het flankerend onderzoek levert de basis voor dimensioneringsaanbevelingen.

4.2 Proefperiode en -lokaties

Het onderzoek is uitgevoerd in de periode november 1990 tot oktober 1992. In deze periode is de proefinstallatie op drie lokaties opgesteld. Tabel 1 laat zien waar het onderzoek in welke periode is uitgevoerd. In Alkmaar en Susteren hebben de proeven voor een groot deel in de winterperiode plaatsgevonden. Voor nitrificatie is dit de ongunstigste periode (zie ook temperaturen in tabel 3).

Tabel 1. Onderzoekslokaties en -perioden.

lokatie	beheerder	periode
rwzi Alkmaar	HHS Uitwaterende Sluizen	nov 1990 - jun 1991
rwzi Susteren	ZS Limburg	dec 1991 - mei 1992
rwzi Emmen	ZS Drenthe	mei 1992 - okt 1992

Per lokatie zijn de onderzoeken onderverdeeld in kortere perioden, aangeduid als a t/m m. De onderverdeling is gebaseerd op wijzigingen in de proefopzet als toegepaste recirculatie en slibbelasting. In bijlage 1 zijn de instellingen en resultaten per periode opgenomen. Tabel 2 geeft de onderverdeling in de kortere perioden in dagnummers en per lokatie weer.

Tabel 2. Onderverdeling van de onderzoeksperioden (dagnummers).

rwzi Alkmaar (straat 1)	a (40-82)	b (83-119)	c (120-143)	
rwzi Alkmaar (straat 2)	a (33-59)	b (60-96)	c (97-119)	d (120-143)
rwzi Susteren	e (1-30)	f (31-70)	g (71-120)	h (121-168)
rwzi Emmen	j (16-21)	k (22-40)	l (41-77)	m (81-135)

4.3 Pilot-onderzoek

4.3.1 Proefinstallatie

De proefnemingen zijn uitgevoerd in een proefinstallatie die bestaat uit twee gescheiden parallelle zuiveringsstraten. Elke straat heeft een actief-slibvolume van 10 m³ (figuur 5). De twee straten worden gelijktijdig gevoed met het zelfde afvalwater onder identieke condities (o.a. temperatuur, RWA, DWA). Door telkens één parameter te variëren (o.a. recirculatie-

factor, slibbelasting) kan de invloed hiervan worden onderzocht.

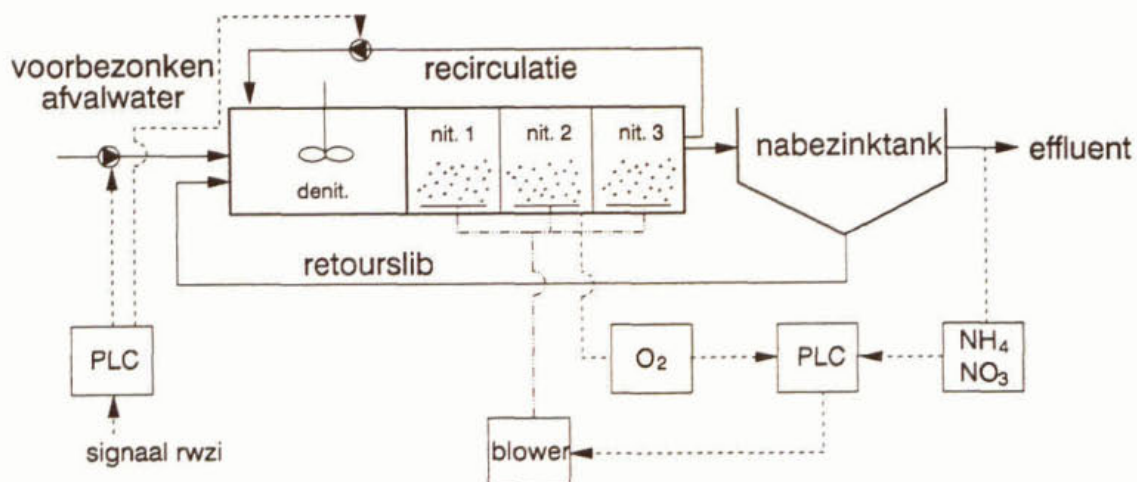
Elke straat is voorzien van een eigen nabezinktank, slibretourleiding en recirculatieleiding. Het eerste compartiment, 40% van het actief-slibvolume, is ingericht als denitrificatieruimte. Naast het influent en het retourslib wordt in deze ruimte het recirculaat uit de afloop van de nitrificatieruimte gebracht. Om bezinking te voorkomen wordt het slib door een menger in suspensie gehouden. In de denitrificatieruimte is geen mogelijkheid ingebouwd voor beluchting.

De resterende 60% van het aëratievolume is ingericht als nitrificatieruimte. Het aëratievolume is in drie gelijke compartimenten onderverdeeld om een propstroomkarakter te realiseren. Elk van de compartimenten is volledig gemengd door de (fijne)bellenbeluchting.

De influentaanvoer van de proefinstallatie kan worden gekoppeld aan een debietsignaal van de praktijk-rwzi. Hierdoor kan het dag/nacht-ritme en het DWA/RWA-verloop worden gevolgd.

De recirculatie van nitraatrijk water uit de nitrificatieruimte kan worden ingesteld als vast debiet of worden gekoppeld aan het influentdebiet. Deze laatste instelling heeft als voordeel dat alleen nitraat wordt gerecirculeerd als met het influent BZV wordt aangevoerd.

De beluchting wordt geregeld met behulp van zuurstofelektroden en een PLC. De zuurstofelektroden zijn geplaatst in het tweede (middelste) nitrificatiecompartiment van elke straat. Bij een zuurstofconcentratie lager dan de ingestelde regelwaarde wordt de blower door de PLC aangestuurd. De luchttoevoer wordt afgeschakeld op het moment dat de gewenste zuurstofconcentratie is bereikt. Het eerste en derde nitrificatiecompartiment worden tegelijk met het tweede compartiment wel of niet belucht. De verdeling van de luchtinbreng over de drie compartimenten wordt handmatig ingesteld met in de luchtleiding aangebrachte naaldventielen en flowmeters.



Figuur 5. Schema van de proefinstallatie met de regelingen voor zuurstof-regelwaarde, influentdebiet en recirculatie-debiet.

De door de PLC gehanteerde regelwaarde is tijdens de eerste proefnemingen handmatig ingesteld met een dag- en nachtwaarde. In een latere fase van de proefnemingen is de regelwaarde door de PLC berekend op basis van ammonium- en nitraatconcentraties die on-line in het effluent werden gemeten.

4.3.2 Influentkarakteristieken

De proefinstallatie is gevoed met voorbezonden influent van de praktijk-rwzi. De influentgegevens van de drie onderzoekslokaties staan opgesomd in tabel 3.

Tabel 3. Influentgegevens van de onderzoekslokaties en -perioden (gemiddelde of bereik, met tussen haakjes de standaardafwijking).

Alkmaar ¹	a	b	c	d	
CZV	446 (45)	527 (42)	390 (132)	510 (168)	mg/l
BZV	185 (30)	192 (29)	161 (39)	157 (31)	mg/l
Nkj	64 (8)	69 (8)	66 (10)	70 (8)	mg N/l
Ptot	9,2 (1)	9,6 (1)	8,4 (1)	8,9 (1)	mg P/l
BZV/N-verhouding	2,9	2,8	2,4	2,2	-
pH	7,6 (0)	7,5 (0)	7,4 (0,2)	7,4 (0,2)	-
alkaliteit	4,8 (0,6)	4,1 (0,7)	3,7 (0,5)	3,9 (0,6)	meq/l
vetzuren	108 (29)	106 (25)	99 (28)	89 (27)	mg HAC/l
temperatuur	7,3 - 12,0	8,9 - 14,2	13,3 - 16,6	15,4 - 18,4	°C
Susteren	e	f	g	h	
CZV	329 (98)	375 (100)	401 (136)	335 (120)	mg/l
BZV	122 (47)	151 (45)	131 (44)	119 (45)	mg/l
Nkj	48 (16)	53 (9)	52 (11)	51 (11)	mg N/l
Ptot	8,7 (1,7)	10,0 (1,6)	10,5 (2,8)	-	mg P/l
BZV/N-verhouding	2,5	2,8	2,5	2,3	-
pH	7,9 (0,2)	7,9 (0,2)	7,6 (0,1)	7,7 (0,1)	-
alkaliteit	7,6 (3,5)	10,2 (0,4)	-	-	meq/l
vetzuren	20 (10)	14 (5)	26 (31)	-	mg HAC/l
temperatuur	8,3 - 13,2	10,0 - 13,7	10,4 - 14,4	13,0 - 18,3	°C
Emmen	j	k	l	m	
CZV	361 (17)	310 (34)	253 (71)	334 (127)	mg/l
BZV	133 (6)	100 (15)	90 (25)	113 (43)	mg/l
Nkj	64 (4)	55 (6)	49 (9)	55 (15)	mg N/l
Ptot	7,0 (0)	7,0 (1)	7,6 (0,3)	7,9 (1,3)	mg P/l
BZV/N-verhouding	2,1	1,8	1,8	2,1	-
pH	7,6 (0)	7,5 (0,1)	7,5 (0,2)	7,5 (0,2)	-
alkaliteit	5,7	4,9 (1)	5,7 (0,9)	5,0 (1,3)	meq/l
vetzuren	-	90 (29)	102 (12)	76 (29)	mg HAC/l
temperatuur	18,9 - 21,0	19,8 - 21,8	19,0 - 22,2	13,9 - 20,2	°C

¹ Weergegeven zijn de influentgegevens van vier onderzoeksperioden van straat 2.

De tabel laat zien dat op de lokatie Alkmaar het meest geconcentreerde influent aanwezig is. Dit geldt zowel voor BZV als voor stikstof. In Emmen werden de laagste concentraties waargenomen, maar ook de meest ongunstige BZV/N-verhoudingen. Opvallend aan het influent van Susteren is het lage gehalte aan vetzuren.

4.3.3 Proefopzet

Tijdens de proefnemingen zijn de beide onderzoeksstraten bedreven met verschillende procesinstellingen. Tijdens de onderzoeksperioden g en h in Susteren heeft de proefinstallatie min of meer als duplo gefungeerd. Tabel 4 geeft een overzicht van de belangrijkste instellingen van de proefinstallatie tijdens de verschillende fasen van het onderzoek.

In Alkmaar zijn de parameters slibbelasting en recirculatiefactor onderzocht.

Bij de rwzi Susteren is deze lijn van onderzoek voortgezet, zij het met lagere belasting en recirculatie. Daarnaast is tijdens de proefnemingen in Susteren on-line apparatuur geïnstalleerd voor het sturen van de zuurstofregelwaarde en het volgen van het procesverloop.

In het onderzoek in Emmen is in belangrijke mate de in Susteren gekozen opzet gevolgd.

Daarnaast heeft het onderzoek in Emmen zich toegespitst op de invloed van de recirculatiefactor bij een vast influentdebiet.

Tabel 4. *Instellingen van de proefinstallatie.*

rwzi	periode	straat 1			straat 2		
		belasting		Rf	belasting		Rf
		kg BZV/kg ds-d	kg N/kg ds-d	-	kg BZV/kg ds-d	kg N/kg ds-d	-
Alkmaar	a	0,049	0,017	8,3	0,060	0,021	8,4
	b	0,048	0,019	22,4	0,071	0,028	6,2
	c	0,044	0,018	41,2	0,072	0,030	13,2
	d	-	-	-	0,052	0,023	32,9
Susteren	e	0,028	0,011	13,2	0,037	0,015	9,0
	f	0,040	0,014	5,8	0,064	0,022	3,7
	g	0,047	0,019	3,9	0,053	0,021	3,5
	h	0,051	0,022	4,0	0,050	0,021	4,5
Emmen	j	0,048	0,023	4,8	0,048	0,023	9,6
	k	0,035	0,019	8,0	0,035	0,019	12,0
	l	0,042	0,023	4,0	0,041	0,023	8,0
	m	0,050	0,024	12,0	0,049	0,024	8,0

4.3.4 *Bemonstering en analyses*

Het verloop van de processen is tijdens de proefnemingen gevolgd aan de hand van een bemonsteringsprogramma. Voor het algemene functioneren van de proefinstallatie zijn de in- en effluentstromen volumeproportioneel bemonsterd. Dagelijks is een gekoeld 24-uursmonster genomen. In de weekeinden werd volstaan met een 72-uursmonster. Drie maal per week zijn de verzamelmonsters naar de laboratoria getransporteerd en geanalyseerd.

De influent-, effluent- en slibmonsters zijn volgens de daarvoor opgestelde NEN-normen geanalyseerd op:

- BZV en CZV (influent en effluent)
- Kjeldahl-N (influent en effluent)
- ammonium-N en nitraat-N (influent en effluent)¹
- totaal fosfaat
- zwevende-stofconcentratie (influent en effluent)
- concentratie vetzuren (influent)²
- alkaliteit (influent en effluent)²
- droge stof (actiefslib)²
- stikstof en fosfaat in het actiefslib

¹ Na ingebruikname van de on-line apparatuur alleen influent;

² 1 keer per week.

Na ingebruikname van de on-line apparatuur zijn in de 24-uurs effluentmonsters de ammonium- en nitraatconcentraties bepaald met on-line apparatuur en Dr Lange ammonium LCK 305- en nitraat LCK 339-buizen (LASA-methode). Bij deze analyses wordt gefiltreerd monster in een kant-en-klare reageerbuis gebracht en wordt, na een bepaalde wachttijd, spectrofotometrisch de concentratie bepaald.

Regelmatig zijn op de proeflokatie het droge-stofgehalte en de slib-volumeindex (SVI) bepaald.

De zuurstofconcentratie wordt bij beide straten continu gemeten in het tweede nitrificatiecompartiment.

4.4 Flankerend onderzoek

Naast het grote-lijnen-onderzoek met behulp van de proefinstallatie is een aantal flankerende onderzoeken uitgevoerd om meer fundamenteel inzicht te krijgen in de processen nitrificatie en denitrificatie, en de wijze waarop ze in een voordenenitrificatiesysteem verlopen. Hiervoor zijn een aantal malen de maximale nitrificatie- en denitrificatiesnelheden bepaald, zijn profielmetingen in de nitrificatieruimte uitgevoerd, en is in batchproeven de denitrificatiesnelheid in de denitrificatieruimte nagegaan.

4.4.1 *Maximale nitrificatiesnelheid*

De maximale nitrificatiesnelheid van het actiefslib in de proefinstallatie is enkele keren bepaald. De meting wordt uitgevoerd met actiefslib of retourslib in een erlenmeyer. Met behulp van een aquariumsteen wordt de inhoud goed belucht ($O_2 > 3$ mg/l). Een standaard ammonium-oplossing wordt toegevoegd opdat de beginconcentratie 20–30 mg NH_4 -N/l bedraagt. Met tussenpozen van enkele minuten wordt de ammoniumconcentratie bepaald. Uit de afname van de ammoniumconcentratie in de tijd en het bekende droge-stofgehalte wordt de nitrificatiesnelheid berekend (mg N/g d.s.h). De nitrificatiecapaciteit volgt dan uit het produkt van de nitrificatiesnelheid en de totale hoeveelheid slib in het aërobe volume van de proefinstallatie (mg N/h).

4.4.2 *Maximale denitrificatiesnelheid*

De maximale denitrificatiesnelheid met slib uit de proefinstallatie is twee maal bepaald. Hiertoe wordt een erlenmeyer gevuld met actiefslib of retourslib, waaraan een acetaatoplossing wordt toegevoegd om een BZV van ongeveer 100 mg/l te bereiken. Enige tijd wordt gewacht om de aanwezige zuurstof te laten verdwijnen. Een standaard nitraatoplossing wordt toegevoegd voor een startconcentratie van 20–30 mg NO_3 -N/l. Met tussenpozen van enkele minuten wordt de nitraatconcentratie in de erlenmeyer bepaald met behulp van de LASA-methode. Uit de afname van nitraat in de tijd kan de denitrificatiesnelheid worden berekend (mg N/g d.s.h). De denitrificatiecapaciteit wordt vervolgens berekend uit het produkt van de denitrificatiesnelheid en de totale hoeveelheid biomassa in de anoxische ruimte van de proefinstallatie (mg N/h).

In Emmen is de maximale denitrificatiesnelheid vaker bepaald in grootschaliger batchexperimenten (35 dm³).

4.4.3 *Profielmetingen*

Uit de effluentconcentraties van de proefinstallatie wordt duidelijk hoeveel stikstof in totaal wordt genitrificeerd en gedenitrificeerd in het systeem. Om de bedrijfsvoering van een rwzi te kunnen optimaliseren, is het van belang om te weten wáár in de installatie nitrificatie en denitrificatie plaatsvinden. Als nitrificatie voornamelijk in het eerste nitrificatiecompartiment plaatsvindt, moet hiermee bijvoorbeeld rekening worden gehouden met de verdeling van de luchttoevoer naar de verschillende compartimenten; als simultane denitrificatie in de nitrificatieruimte een rol van betekenis blijkt te spelen, kan worden volstaan met een beperkte recirculatiefactor.

Teneinde inzicht te krijgen in de plaats waar nitrificatie en denitrificatie optreden, is een serie profielmetingen gedaan. Dit houdt in dat (per profielmeting) in elk compartiment^b een steekmonster wordt genomen waarin de ammonium-, nitraat- en zuurstofconcentratie worden bepaald. Het tijdstip van monsternamen in de compartimenten is zo gekozen dat er telkens één hydraulische verblijftijd per compartiment in acht wordt genomen. De volgorde van bemonstering is gelijk aan de stromingsrichting door de proefinstallatie, zodat als het

^b Denitrificatieruimte, nitrificatiecompartimenten 1, 2 en 3, het effluent (zie figuur 5)

ware steeds het zelfde waterpakket wordt bemonsterd. Getracht is om zo veel mogelijk te meten op tijdstippen met een hoge influentiaanvoer.

Opgemerkt wordt dat hiermee slechts een momentopname van het proces wordt verkregen, wat een beperking legt op de algemene geldigheid van de gevonden resultaten.

Met de gemeten stikstofconcentraties en het (bekende) aanvoerdebiet zijn massabalansen opgesteld van de in- en uitgaande vrachten per compartiment. De balansen over de proefinstallatie worden in evenwichtssituatie gegeven door:

denitrificatieruimte:

$$Q_{inf} \times C_{inf} + Q_{rec} \times C_{rec} + Q_{rs} \times C_{rs} - \{Q_{inf} + Q_{rec} + Q_{rs}\} \times C_{den} = \text{omzetting in g N/h} \quad (1)$$

met Q = debiet (m^3/uur)

C = concentratie in het beschouwde compartiment ($g N/m^3$)

(inf = influent; rec = recirculatiestroom; rs = retourslib; den = denitrificatie)

nitrificatiecompartimenten:

$$\{Q_{inf} + Q_{rec} + Q_{rs}\} \times C_{n-1} - \{Q_{inf} + Q_{rec} + Q_{rs}\} \times C_n = \text{omzetting in g N/h} \quad (2)$$

met Q = debiet (m^3/uur)

C_{n-1} = concentratie in het compartiment vóór het beschouwde compartiment ($g N/m^3$)

C_n = concentratie in het beschouwde compartiment ($g N/m^3$)

nabezinktank:

$$\{Q_{inf} + Q_{rs}\} \times C_3 - \{Q_{inf} + Q_{rs}\} \times C_{eff} = \text{omzetting in g N/h} \quad (3)$$

met Q = debiet (m^3/uur)

C_3 = concentratie in het derde nitrificatiecompartiment ($g N/m^3$)

Met behulp van de omzettingen, het volume (V) van een compartiment en het bekende drogestofgehalte (d.s.) kan een schatting worden gemaakt van de specifieke nitrificatie- en denitrificatiesnelheden:

$$\text{specifieke omzettingssnelheid} = \text{omzetting}/(V \times \text{d.s.}) \quad (g N/kg \text{ d.s.} \cdot h) \quad (4)$$

Door deze snelheden te toetsen aan de gemeten maximale nitrificatie- en denitrificatiesnelheden (§ 4.4.1 en 4.4.2) wordt een beeld gekregen van het al dan niet optreden van optimale condities voor nitrificatie en denitrificatie op diverse plaatsen in de proefinstallatie.

Omdat het nitrificatiecompartiment is opgebouwd uit drie beluchte, en dus compleet gemengde, compartimenten, geeft de profielmeting een indruk van een propstroomsysteem. Het verloop van de denitrificatie kan met deze metingen niet worden beschreven omdat er slechts één denitrificatiecompartiment is.

Een benadering van het proces dat zich in het denitrificatiecompartiment afspeelt, wordt verkregen uit proeven met een batch-opstelling. In een dergelijke opstelling dalen de nitraat- en BZV-concentraties en de denitrificatiesnelheid met het verstrijken van de tijd. De batchproef simuleert dus een propstroomsysteem. De proefinstallatie is uitgerust met een denitrificatieruimte in de vorm van een compleet gemengde reactor. Hierin heersen voortdurend lage nitraat- en BZV-concentraties, waaruit dan ook lage omzettingssnelheden volgen. Omdat in de batch geen initiële verdunning optreedt, zijn de startconcentraties hoger dan de werkelijke concentraties in de denitrificatieruimte.

De denitrificatiesnelheden in deze ruimte en in de batchproef kunnen dan ook slechts globaal met elkaar worden vergeleken.

De batchproeven zijn uitgevoerd door retourslib, recirculaat en influent samen te brengen. De gebruikte verhoudingen zijn gelijk aan de verhoudingen van de debieten waarmee deze drie stromen normaal in de denitrificatieruimte samenkomen. Met korte tussenpozen wordt de nitraatconcentratie in het vat gemeten en uitgezet in een grafiek. De denitrificatiesnelheid kan nu op elk tijdstip worden berekend door een raaklijn aan de grafiek te trekken. De helling van de raaklijn (afname van de nitraatconcentratie per tijdeenheid) gedeeld door het droge-stofgehalte (gram per liter) levert de specifieke denitrificatiesnelheid (mg N/g d.s.h). De optredende denitrificatiesnelheden kunnen worden gebruikt om richtlijnen op te stellen voor het ontwerp van een denitrificatieruimte. Als blijkt dat de denitrificatiesnelheden in de batchproef veel hoger zijn dan wordt gevonden met de profielmetingen, is dit een aanwijzing voor een te groot denitrificatievolume. Ook kan met behulp van de batchproeven een beter inzicht worden gekregen in het verloop van de denitrificatie en de benodigde BZV/NO₃-N-verhoudingen.

4.4.4 *On-line metingen*

Gedurende de tweede helft van de proefperiode is flankerend onderzoek uitgevoerd met behulp van on-line stikstofmetingen in het effluent. Oorspronkelijk is de meetapparatuur geïnstalleerd om de zuurstof-regelwaarde in de nitrificatiecompartimenten flexibel te kunnen sturen op de effluentconcentratie. Hiermee wordt beoogd de mogelijkheden van simultane denitrificatie te optimaliseren en voldoende nitrificatie te waarborgen.

Parallel aan deze sturingsmogelijkheid kan een analyse van de meetwaarden inzicht verschaffen in het verloop van de effluentconcentraties over de dag. Gekoppeld aan het (geregistreerde) influentdebiet wordt nagegaan of (vaste) patronen optreden in wisselende effluentconcentraties.

De keuze het (gefiltreerd) effluent te bemonsteren in plaats van het actiefslib in de nitrificatieruimte, is ingegeven door de vereiste filtratie van de monsterstroom. Omdat apparatuur voor continue filtratie voor kleine debieten niet voorhanden is, moest worden gekozen voor de stroom met het laagste gehalte aan affiltreerbare stoffen. Onderkend wordt dat deze plaats van monstername leidt tot een vertraagde regeling van de zuurstof-regelwaarde.

In het effluent zijn een ammonium- en een nitraatanalyser geplaatst (Amtax en Nitrax). Omdat de proefinstallatie twee effluentstromen kent, is wisselend het effluent van beide straten bemonsterd en geanalyseerd, met een frequentie van een half uur per straat.

4.4.5 *Bemonstering en analyses*

Voor het bepalen van de stikstofprofielen over de proefinstallatie en voor het bepalen van de stikstofconcentraties tijdens nitrificatie- en denitrificatie-snelheidsmetingen zijn steekmonsters genomen. De monsters worden direct na de monstername over een papierfilter gefiltreerd. De ammonium- en nitraatconcentraties zijn vervolgens op lokatie bepaald met behulp van een pocket analyser. Hierbij wordt een hoeveelheid monster in een kant-en-klaar reageerbuisje gepipetteerd waarin de benodigde chemicaliën reeds door de fabrikant zijn aangebracht. Na een bepaalde wachttijd wordt de concentratie spectrofotometrisch bepaald, waarbij de reageerbuis tevens als cuvet dient. Gebruik is gemaakt van Dr Lange apparatuur met ammonium- (LCK 305) en nitraatbuizen (LCK 339).

De benodigde drogestofgehalten zijn alle op lokatie bepaald.

Ten behoeve van de on-line apparatuur zijn de twee effluentstromen continu bemonsterd en gefiltreerd. Met behulp van PLC-gestuurde magneetkleppen werd de gefiltreerde monsterstroom van één van beide straten naar de analyseapparatuur geleid.

De analyses van ammonium en nitraat met on-line apparatuur is uitgevoerd met Dr Lange apparatuur (respectievelijk Amtax en Nitrax).

In de ammoniumanalyser wordt het monster, gemengd met twee reagentia, verwarmd. Na 10 minuten reactietijd wordt spectrofotometrisch de ammoniumconcentratie gemeten. De werking van de nitraatanalyser berust op de UV-absorptie door nitraat. Het monster passeert een cuvet waarin de UV-absorptie wordt gemeten, die wordt omgerekend naar een nitraatconcentratie. Deze meetmethode vraagt geen reactietijd. Op basis van beide analyses stelt de PLC mogelijk een nieuwe zuurstof-regelwaarde in.

5 RESULTATEN

5.1 Algemeen

In dit hoofdstuk worden de resultaten uit de verschillende proefnemingen beschreven. In § 5.2 wordt een overzicht gegeven van de bereikte N_{tot} -effluentconcentraties in de proefinstallatie. Paragraaf 5.3 beschrijft de resultaten van het onderzoek naar de nitrificatie. Daarin worden behandeld de nitrificatie-snelheidproeven, de profielmetingen in de proefinstallatie en het effect van de slibbelasting. Op een zelfde wijze wordt de denitrificatie behandeld in § 5.4. In paragraaf 5.5 wordt het effect van de recirculatiefactor op de stikstofverwijdering beschreven. In § 5.6 wordt aandacht besteed aan de invloed van aanvoerfluctuaties. Paragraaf 5.7 beschrijft enkele neveneffecten.

5.2 Totaal-stikstofverwijdering

De per onderzoeksperiode gemiddelde effluentconcentraties zijn samengevat in tabel 5. Deze tabel toont dat alleen in Emmen een concentratie van $N_{\text{tot}} \leq 10$ mg/l is gehaald. In de navolgende paragrafen wordt nader ingegaan op de factoren die hier een rol in hebben gespeeld.

Tabel 5. Stikstof-effluentconcentraties (mg/l) in de diverse onderzoeksperioden met tussen haakjes de standaardafwijking.

		periode	N-Kj	NO ₃ -N	N _{tot}	
Alkmaar	straat 1	a	9,5 (4,4)	6,7 (2,8)	16,1 (4,2)	
		b	5,4 (3,1)	13,3 (6,4)	18,8 (6,4)	
		c	geen betrouwbare waarden door storingen			
	straat 2	a	10,4 (2,9)	4,6 (2,3)	15,0 (3,8)	
		b	12,9 (5,2)	4,6 (1,7)	17,2 (4,8)	
		c	8,1 (3,6)	3,9 (1,1)	12,0 (3,5)	
		d	geen betrouwbare waarden door storingen			
	Susteren	straat 1	e	3,1 (0,9)	26,7 (12,0)	28,1 (10,7)
			f	15,1 (9,8)	10,3 (8,2)	24,8 (2,9)
g			6,9 (3,0)	6,9 (2,8)	13,8 (3,7)	
h			5,4 (2,2)	6,8 (2,5)	12,2 (3,1)	
straat 2		e	6,5 (9,1)	23,0 (13,5)	30,9 (10,5)	
		f	14,9 (7,6)	7,9 (4,8)	22,8 (6,1)	
		g	10,4 (5,2)	7,5 (5,2)	16,7 (5,0)	
		h	10,1 (4,0)	6,9 (2,9)	17,0 (4,4)	
Emmen	straat 1	j	3,7 (0,9)	4,9 (1,2)	8,7 (1,1)	
		k	6,2 (3,4)	3,5 (0,7)	9,8 (3,9)	
		l	4,1 (1,7)	6,6 (1,4)	10,7 (2,8)	
		m	4,5 (3,6)	3,7 (0,9)	7,9 (3,7)	
	straat 2	j	3,6 (0,8)	3,5 (0,5)	7,1 (0,7)	
		k	3,1 (1,4)	3,1 (0,9)	6,2 (2,1)	
		l	3,6 (1,4)	4,8 (0,9)	8,4 (2,1)	
		m	5,7 (4,8)	4,1 (0,9)	9,3 (4,6)	

5.3 Nitrificatie

Nitrificatie wordt beschouwd als het meest gevoelige proces bij de zuivering van huishoudelijk afvalwater. De voor dit proces verantwoordelijke organismen zijn in vergelijking tot andere organismen in actiefslib veel gevoeliger voor ongunstige omstandigheden. Hierbij kan worden gedacht aan de aanwezigheid van toxische stoffen, een niet optimale pH of

zuurstofconcentratie, of een te lage temperatuur. Daar komt bij dat nitrificerende organismen langzaam groeien, waardoor herstel van nitrificatiecapaciteit na een calamiteit (of een koude periode) tijd vergt.

Bij het ontwerp van een rwzi wordt de keuze van de toe te passen slibbelasting veelal afgestemd op het handhaven van de nitrificatie tijdens ongunstige omstandigheden (winterperiode). Dit betekent dat gedurende het grootste deel van het jaar een overcapaciteit aan nitrificerend vermogen aanwezig is. In de volgende subparagrafen wordt ingegaan op uitgevoerde snelheidsmetingen en op de profielmetingen (waar en in welke mate treedt nitrificatie op).

5.3.1 Nitrificatiesnelheid

In het kader van het flankerend onderzoek is een aantal metingen uitgevoerd om de maximale nitrificatiesnelheid van het slib in de proefinstallatie te bepalen. De gemeten snelheden zijn opgenomen in tabel 6.

De eerste serie metingen, in periode a, toont nitrificatiesnelheden van 0,7 tot 2,2 mg N/g d.s.h. Deze (lage) snelheden zijn gevonden bij lage watertemperaturen. In de navolgende warmere perioden, b tot en met d, trad herstel van de nitrificatiesnelheid op.

Tabel 6. Nitrificatiesnelheden in actiefslib.

lokatie	periode	temperatuur °C	snelheid (mg N/g d.s.h)	
			straat 1	straat 2
Alkmaar	a	9	1,2	1,6
	a	11	1,2	1,9
	a	10	1,1	1,5
	a	9	0,7	1,1
	a/b	?	2,2	1,8
	c/d	?	3,7	4,1
	c/d	?	2,9	2,9
Susteren	g	15	2,4	2,9
Emmen	j	22	4,0	3,7
	k	21	3,8	2,4
	l	20	4,0	2,9

Onder de overige, meest voorkomende, omstandigheden is zowel in Susteren als in Emmen een nitrificatiesnelheid tussen 2 en 4 mg $\text{NH}_4\text{-N/g}$ d.s.h. gevonden. Bij deze waarden wordt opgemerkt dat de hoge snelheden in Emmen zijn gemeten bij hoge temperaturen (20 tot 22 °C).

Een algemeen uitgangspunt bij de groei van micro-organismen is dat in het temperatuurgebied tussen 10 en 25 °C de microbiële activiteit verdubbelt bij een temperatuurverhoging van 10 °C. Hieruit kan worden afgeleid dat het zelfde experiment bij 15 °C zou hebben geresulteerd in een nitrificatiesnelheid van 2 tot 3 mg $\text{NH}_4\text{-N/g}$ d.s.h. Dit komt overeen met de nitrificatiesnelheid die in Susteren bij 15 °C is gevonden.

De nitrificatiesnelheid wordt niet alleen bepaald door stikstofconcentratie, temperatuur en slibbelasting, maar ook door de fractie nitrificerende organismen in het slib. Deze kan per rwzi variëren en is in belangrijke mate afhankelijk van de BZV/N-verhouding in het influent.

Zoals verwacht, wordt een relatie gevonden tussen nitrificatiesnelheid en temperatuur. In perioden van aanhoudende lage temperaturen neemt de nitrificatiecapaciteit af door enerzijds de lagere omzettingssnelheid van de nitrificerende organismen en anderzijds door een afname van het aantal organismen. Aan het einde van de koude periode blijkt de nitrificatiecapaciteit nagenoeg gehalveerd (Alkmaar). Herstel van de nitrificatiecapaciteit bij stijgende temperaturen vindt binnen enkele weken plaats door aanwas van de fractie nitrificerende organismen in het slib en hogere snelheden per bacterie.

5.3.2 Profielmetingen

Om vast te stellen wáár in de proefinstallatie nitrificatie en denitrificatie optreden, is in het kader van het flankerend onderzoek een serie profielmetingen uitgevoerd (zie § 4.4.3). De profielmetingen zijn uitgevoerd in Susteren en Emmen.

De gemeten profielen zijn op basis van de instellingen van het debiet en de recirculatiefactor onderverdeeld in drie groepen, onderscheiden naar de toegepaste recirculatiefactor en het gebruik van een vast of variabel aanvoerdebiet. In onderstaand schema wordt de onderverdeling weergegeven:

	influentaanvoer	Rf straat 1	Rf straat 2
Groep 1 (Emmen)	vast debiet	4	8
Groep 2 (Emmen)	vast debiet	8	12
Groep 3 (Susteren)	variabel debiet	4	4

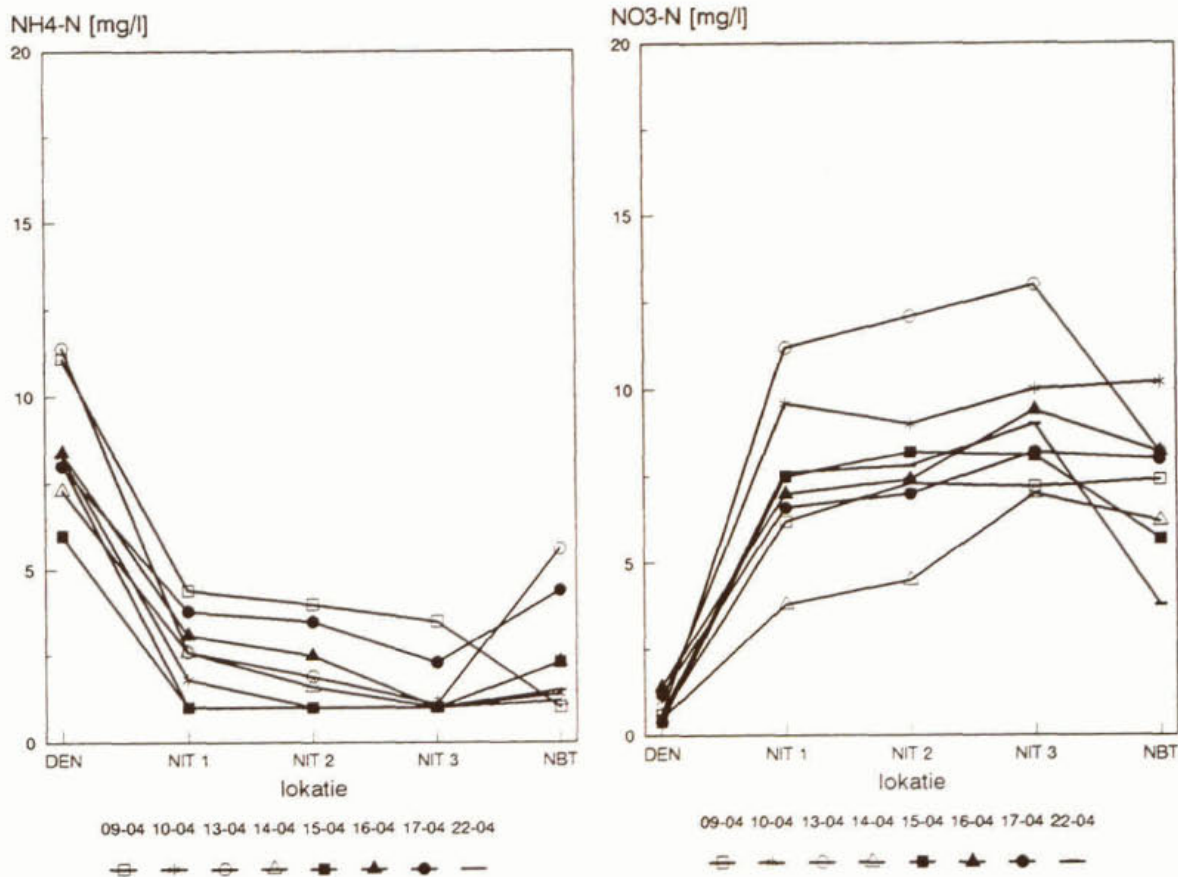
Door de indeling van de profielmetingen in drie groepen wordt de invloed van de recirculatiefactor op de mate van nitrificatie en denitrificatie in de diverse compartimenten meteen in beeld gebracht. Omdat bij hoge recirculatiefactoren het influent in de denitrificatieruimte sterk wordt verdund, wordt verwacht dat de denitrificatiesnelheid lager is. Bovendien neemt de verblijftijd per compartiment bij hogere recirculatiefactoren per passage af. De profielmetingen zijn zo veel mogelijk uitgevoerd tijdens aanvoerpieken, omdat op deze momenten de grootste vuilvracht binnenkomt en tegelijkertijd de verblijftijd het kortst is.

Bij het interpreteren van de gevonden ammonium- en nitraatconcentraties in de vijf bemonsterde compartimenten (denitrificatieruimte, drie nitrificatiecompartimenten, nabezinktank) moet rekening worden gehouden met een aantal, mogelijk simultaan optredende, processen. Concentratieverschillen tussen twee (in de stromingsrichting bekeken) opeenvolgende compartimenten kunnen de volgende oorzaken hebben:

- afname van de ammoniumconcentratie door:
 - nitrificatie
 - * N-opname in slib door groei
- toename van de ammoniumconcentratie door:
 - ammonificatie
 - aanvoer met influent
- afname van de nitraatconcentratie door:
 - (simultane) denitrificatie
 - N-opname in slib door groei
- toename van de nitraatconcentratie door:
 - * aanvoer met influent
 - nitrificatie.

Uit praktische overwegingen is de bepaling van nitraat en ammonium uitgevoerd met een eenvoudige analysemethode. Hierdoor wordt een beperking opgelegd aan de betrouwbaarheid van de gemeten waarde. Immers alleen de over-all toe- of afname van de ammonium- en nitraatconcentraties kan worden gemeten. Dit betekent dat de ammoniumconcentratie de som is van ammonificatie en nitrificatie. De nitraatconcentratie wordt bepaald door nitrificatie en simultane denitrificatie. Zowel de ammonificatie als de simultane denitrificatie kan echter niet worden gekwantificeerd.

Ter illustratie zijn in figuur 6 de resultaten van een aantal profielmetingen weergegeven. Het betreft de profielmetingen van groep 3 (Susteren) straat 1. Uitgezet zijn de ammoniumconcentratie (links) en de nitraatconcentratie (rechts) in de verschillende compartimenten. Omdat de compartimenten als volledig gemengd worden beschouwd, is de gemeten concentratie gelijk aan de concentratie in de stroom die vanuit het betreffende compartiment naar het volgende stroomt. Een groot concentratieverschil tussen bijvoorbeeld het denitrificatiecompartiment (DEN) en nitrificatiecompartiment 1 (NIT 1) wijst op een grote omzetting in nitrificatiecompartiment 1.



Figuur 6. Profielmetingen groep 3 (Susteren) straat 1. Ammoniumconcentratie (links) en nitraatconcentratie (rechts) in de vijf bemonsterde compartimenten. Alle experimenten zijn uitgevoerd bij recirculatiefactor 4.

Profielen van groep 1

Groep 1 bevat metingen uitgevoerd op de lokatie Emmen. In de periode van deze metingen is het aanvoerdebiet naar de proefinstallatie constant gehouden. De recirculatiefactor bedroeg 4 en 8 voor straat 1 respectievelijk straat 2. In deze periode lag de watertemperatuur in de proefinstallatie tussen 19,1 en 22,2 °C. In tabel 7 zijn de gemiddelde ammonium- en nitraatprofielen van deze groep opgenomen. De nitrificatiesnelheden in de tabel worden berekend uit de concentratieverschillen tussen twee opeenvolgende compartimenten, de hydraulische verblijftijd, het volume van het tweede compartiment en het drogestofgehalte.

De invloed van een hogere recirculatiefactor op de verdunning van influent in de denitrificatieruimte blijkt uit de gemeten ammoniumconcentratie in het denitrificatiecompartiment. In straat 2 (Rf=8) is de ammoniumconcentratie ongeveer 30% lager dan in straat 1 (Rf = 4).

In de nitrificatieruimte blijkt dat bij Rf=4 in het eerste nitrificatiecompartiment ongeveer 70% van de totale ammoniumafbraak wordt bereikt. In straat 2, bij Rf=8, wordt in het eerste compartiment 57% van de omzetting gemeten.

De tabel geeft zowel onder de kop *ammonium* als *nitraat* de nitrificatiesnelheid weer. Onder de kop ammonium wordt de snelheid berekend op basis van het afnemen van de gemeten ammoniumconcentratie. Zodoende wordt geen rekening gehouden met verdwijnen van ammonium door inbouw in celmateriaal (dat derhalve niet wordt genitriciseerd), of het ontstaan van ammonium door ammonificatie. Onder de kop nitraat wordt de snelheid berekend op basis van het ontstaan van nitraat. Deze berekeningsmethode verwaarloost het mogelijke optreden van simultane denitrificatie in de nitrificatieruimte.

Tabel 7. NH_4 - en NO_3 -profielen voor groep 1 (Rf=4 en 8, vast debiet).

compartiment	denitr.	nitr. 1	nitr. 2	nitr. 3	NBT
<i>Rf = 4 straat 1</i>					
<i>ammonium</i>					
concentratie (mg/l)	8,7	3,4	1,8	1,4	1,7
snelheid (mg $\text{NH}_4\text{-N/g d.s.}\cdot\text{h}$)		2,7	1,0	0,2	
omzetting (% van totaal)		73	22	5	
<i>nitraat</i>					
concentratie (mg/l)	0,7	5,2	7,1	7,1	6,4
snelheid (mg $\text{NH}_4\text{-N/g d.s.}\cdot\text{h}$)		2,3	1,2	0,4	
omzetting (% van totaal)		70	30	0	
<i>Rf = 8 straat 2</i>					
<i>ammonium</i>					
concentratie (mg/l)	6,3	3,8	1,7	1,9	1,8
snelheid (mg $\text{NH}_4\text{-N/g d.s.}\cdot\text{h}$)		2,2	1,8	-0,1	
omzetting (% van totaal)		57	48	-5	
<i>nitraat</i>					
concentratie (mg/l)	1,0	2,7	4,9	4,8	3,8
snelheid (mg $\text{NH}_4\text{-N/g d.s.}\cdot\text{h}$)		1,5	2,0	-0,1	
omzetting (% van totaal)		45	58	-3	

Door deze vereenvoudigingen in de proefopzet mogen tussen beide berekeningsmethoden geringe verschillen in de nitrificatiesnelheden worden verwacht.

Tabel 7 laat zien dat inderdaad verschillen tussen de berekende nitrificatiesnelheden worden gevonden, maar dat de profielen op basis van ammonium en nitraat toch goed op elkaar aansluiten. Alleen in het eerste nitrificatiecompartiment is de nitrificatiesnelheid op basis van nitraat beduidend lager dan op basis van ammonium.

De hoogste nitrificatiesnelheid, 2,7 mg N/kg d.s.·h, wordt gevonden in het eerste nitrificatiecompartiment bij de lage recirculatiefactor (Rf=4). De volgende twee compartimenten laten een beduidend lagere snelheid zien. In de nabezinktank wordt soms een geringe toename van de ammoniumconcentratie gevonden. Dit is het gevolg van drijfslagen waaruit ammonium kan vrijkomen als gevolg van optredende anaërobe processen. Het verdwijnen van nitraat in de nabezinktank is het gevolg van denitrificatie.

Bij Rf=8 is het verschil in nitrificatiesnelheid tussen de compartimenten 1 en 2 minder groot. De snelheid in het eerste compartiment is ongeveer 20% lager dan het vergelijkbare compartiment bij Rf=4. Het tweede compartiment daarentegen vertoont een snelheid die circa 80% hoger is dan in het vergelijkbare compartiment bij Rf=4. De verschillen tussen de twee straten zijn gering in het laatste nitrificatiecompartiment.

Beide berekeningsmethoden tonen aan dat de omzetting in het derde compartiment zeer klein is. Opvallend is dat de ammoniumconcentratie desondanks niet tot extreem lage waarden daalt.

Zoals mag worden verwacht, resulteert een hoge(re) recirculatiefactor in lagere nitraatconcentraties in het effluent (§ 3.2).

Profielen van groep 2

De resultaten van de profielmetingen van groep 2 zijn samengevat weergegeven in tabel 8. Gedurende deze periode bedroeg de afvalwatertemperatuur 19,8 tot 21,9 °C.

De verschillen in nitrificatiesnelheid tussen straat 1 en straat 2 zijn gering, als wordt vergeleken op basis van ammonium/ammonium en nitraat/nitraat. De hoge recirculatiefacto-

ren leiden kennelijk tot een vorm van afvlakking. Ook hier valt op dat in het nitrificatiecompartiment 1 een verschil is te ontdekken tussen de snelheden bepaald op basis van ammonium en op basis van nitraat. In beide straten verdwijnt beduidend meer ammonium dan in de vorm van nitraat wordt geproduceerd.

Tabel 8. NH_4 - en NO_3 -profielen voor groep 2 ($R_f=8$ en 12, vast debiet).

compartiment	denitr.	nitr. 1	nitr. 2	nitr. 3	NBT
<i>Rf = 8 straat 1</i>					
<i>ammonium</i>					
concentratie (mg/l)	7,7	4,6	2,5	1,8	2,9
snelheid (mg $\text{NH}_4\text{-N/g d.s.}\cdot\text{h}$)		2,4	2,0	0,6	
omzetting (% van totaal)		53	36	11	
<i>nitraat</i>					
concentratie (mg/l)	1,2	2,6	3,9	4,3	2,8
snelheid (mg $\text{NH}_4\text{-N/g d.s.}\cdot\text{h}$)		1,1	1,2	0,4	
omzetting (% van totaal)		45	42	13	
<i>Rf = 12 straat 2</i>					
<i>ammonium</i>					
concentratie (mg/l)	6,7	4,6	3,2	2,9	2,9
snelheid (mg $\text{NH}_4\text{-N/g d.s.}\cdot\text{h}$)		2,4	1,7	0,4	
omzetting (% van totaal)		55	37	8	
<i>nitraat</i>					
concentratie (mg/l)	1,2	2,4	3,7	4,1	3,0
snelheid (mg $\text{NH}_4\text{-N/g d.s.}\cdot\text{h}$)		1,3	1,6	0,5	
omzetting (% van totaal)		41	45	13	

Een vergelijking van de profielen uit groep 2 met groep 1 laat zien dat de proeven met hoge recirculatiefactor (≥ 8) uit beide groepen tot dezelfde profielen en snelheden leiden.

Profielen van groep 3

In groep 3 zijn de profielen samengebracht die zijn bepaald in perioden waarin de proefinstallatie is bedreven met een variabel debiet, dat de aanvoer op de praktijk rwzi volgde. De twee onderzoeksstraten zijn met recirculatiefactor 4 als duplo bedreven. De watertemperatuur lag in deze periode tussen 13,4 en 15,7 °C. De resultaten van deze groep zijn in tabel 9 weergegeven.

De metingen tonen nitrificatiesnelheden die eenzelfde patroon volgen als ze worden berekend uit ammonium- en nitraatconcentraties. De afwijking tussen beide methoden is voor alle compartimenten desalniettemin groter dan bij de groepen 1 en 2.

Daarnaast wordt geconstateerd dat de verschillen tussen straat 1 en straat 2 met name in het eerste nitrificatiecompartiment aanzienlijk zijn, ondanks het feit dat de proefinstallatie als duplo werd bedreven.

In vergelijking met tabel 7 straat 1, waar de proefinstallatie eveneens is bedreven met $R_f=4$ maar met een vast debiet, valt op dat het derde nitrificatiecompartiment een grotere rol speelt in de nitrificatie (uitgedrukt als percentage van het totaal). De oorzaak van dit verschijnsel moet naar alle waarschijnlijkheid worden gezocht in wisselende belasting van zowel debiet als vracht.

Tabel 9. NH_4 - en NO_3 -profielen voor groep 3 ($R_f=4$, variabel debiet).

compartiment	denitr.	nitr. 1	nitr. 2	nitr. 3	NBT
<i>R_f = 4 straat 1</i>					
<i>ammonium</i>					
concentratie (mg/l)	8,2	2,8	2,3	1,6	2,1
snelheid (mg $\text{NH}_4\text{-N/g}$ d.s.·h)		2,7	0,4	0,5	
omzetting (% van totaal)		81	8	10	
<i>nitraat</i>					
concentratie (mg/l)	0,7	5,5	6,1	7,1	5,9
snelheid (mg $\text{NH}_4\text{-N/g}$ d.s.·h)		3,3	0,7	0,9	
omzetting (% van totaal)		70	11	20	
<i>R_f = 4 straat 2</i>					
<i>ammonium</i>					
concentratie (mg/l)	13,6	9,6	8,4	6,6	8,4
snelheid (mg $\text{NH}_4\text{-N/g}$ d.s.·h)		2,0	0,6	1,0	
omzetting (% van totaal)		56	17	27	
<i>nitraat</i>					
concentratie (mg/l)	0,7	4,1	5,6	6,4	5,4
snelheid (mg $\text{NH}_4\text{-N/g}$ d.s.·h)		1,6	0,8	0,4	
omzetting (% van totaal)		58	29	13	

5.3.3 Slibbelasting

De slibbelasting is een maat voor de hoeveelheid substraat die per dag voor het slib beschikbaar is. Afhankelijk van het type substraat wordt gesproken van BZV-belasting of stikstofbelasting, uitgedrukt in de eenheden kg BZV/kg d.s.·d en kg N/kg d.s.·d.

BZV-belasting

In de praktijk wordt de BZV-belasting vaak gebruikt om de mate waarin nitrificatie kan optreden te schatten (zie ook § 6.2). Bij BZV-belastingen boven 0,15 kg BZV/kg d.s.·d is de slibaanwas zo groot, dat de slibleeftijd voor nitrificerende organismen doorgaans te kort wordt om zich in het systeem te kunnen handhaven. Nitrificatie treedt dan niet meer op. Bij BZV-belastingen rond 0,055 kg BZV/kg d.s.·d wordt er vanuit gegaan dat ook in ongunstige omstandigheden (met name de winterperiode) de slibleeftijd voldoende hoog is om vergaande nitrificatie te bereiken. De absolute hoogte van deze waarde is uiteraard mede afhankelijk van de samenstelling van het afvalwater en de verhouding aëroob/anoxisch volume.

Het beperken van de aërobe slibbelasting tot een bepaalde maximum waarde is derhalve gericht op het handhaven van een minimale slibleeftijd voor nitrificerende organismen.

De werkelijk gehanteerde BZV-belasting van de proefinstallatie tijdens de diverse deelperiodes is opgenomen in tabel 4. Hieruit blijkt dat voortdurend een lage tot zeer lage BZV-belasting in beide straten is toegepast. Met uitzondering van straat 2 in de perioden a tot en met c en periode f is de BZV-belasting zo laag dat voor nitrificatie een voldoende hoge slibleeftijd wordt bereikt. Op basis van slibleeftijd was daarom gedurende de proefnemingen zeer vergaande nitrificatie mogelijk.

Stikstofbelasting

Elk nitrificerend slib is in staat om gereduceerde stikstofverbindingen met een bepaalde snelheid om te zetten. Zodra per tijdeenheid meer stikstof wordt aangevoerd dan door het slib kan worden genitrificeerd, stijgt het N-Kj- of ammoniumgehalte in het effluent. Om een

goede stikstofverwijdering in een systeem te bereiken, moet de stikstofbelasting niet hoger zijn dan de nitrificatiesnelheid.

De stikstofbelastingen tijdens de proefperioden zijn weergegeven in tabel 10. In de kolom "totaal" is de stikstofbelasting uitgedrukt als de totale hoeveel N-Kj die wordt aangeboden aan de totale hoeveelheid slib in de betreffende onderzoeksstraat (vergelijk tabel 4).

Met behulp van de gemeten maximale nitrificatiesnelheden (§ 4.4.1) kan worden nagegaan of niet méér stikstof aan het slib is aangeboden dan mogelijkwijze kan worden genitrificeerd. Voordat de vergelijking tussen belasting en omzettingssnelheid kan worden gemaakt, moet voor twee aspecten evenwel een correctie voor de belasting worden gemaakt:

- Nitrificatie treedt alleen op in het aërobe deel van de installatie. Daarom wordt de totale stikstofbelasting omgerekend naar aërobe stikstofbelasting. Omdat in de proefinstallatie 60% van het totale volume werd belucht, is de toegepaste aërobe stikstofbelasting 1,67 maal de totale stikstofbelasting (tabel 10 kolom aëroob).
- Niet alle aangevoerde stikstof hoeft te worden genitrificeerd, omdat een deel wordt afgevoerd met spuislib en effluent. In de massabalans van § 3.2 wordt deze post geraamd op $(8 + 5)/55 = 24\%$ van de aangevoerde vracht.

Om de totale stikstofbelasting te kunnen vergelijken met de omzettingssnelheden moet deze worden gecorrigeerd met een factor $(100 - 24)/100 \cdot 1,67 = 1,27$ (tabel 10, kolom "toets").

Tabel 10. Stikstofbelastingen van de proefinstallatie.

rwzi	periode	straat 1			straat 2		
		belasting (kg N/kg d.s.-d)			belasting (kg N/kg d.s.-d)		
		totaal	aëroob	toets	totaal	aëroob	toets
Alkmaar	a	0,017	0,028	0,022	0,021	0,035	0,027
	b	0,019	0,032	0,024	0,028	0,047	0,035
	c	0,018	0,030	0,023	0,030	0,050	0,038
	d	-	-	-	0,023	0,038	0,029
Susteren	e	0,011	0,019	0,014	0,015	0,025	0,019
	f	0,014	0,023	0,018	0,022	0,037	0,028
	g	0,019	0,032	0,024	0,021	0,035	0,027
	h	0,022	0,037	0,028	0,021	0,035	0,027
Emmen	j	0,023	0,038	0,029	0,023	0,038	0,029
	k	0,019	0,032	0,024	0,019	0,032	0,024
	l	0,023	0,028	0,029	0,023	0,038	0,029
	m	0,024	0,040	0,030	0,024	0,040	0,030

Zowel de maximale-nitrificatiesnelheidsmetingen als de profielmetingen laten zien dat in een laag(BZV-)belast actief-slibstelsysteem nitrificatiesnelheden tussen 2 en 3 mg N/g d.s.-h worden gevonden. Uitzondering is de koude periode in Alkmaar waar de nitrificatiesnelheid daalt tot circa 1 mg N/g d.s.-h. Bij een influentaanvoer van 16 uur per dag kan dagelijks 0,040 kg N/kg d.s. worden genitrificeerd in de aërobe ruimte. Daarnaast kan in de uren waarin geen influentaanvoer plaatsvindt de N-Kj concentratie in de installatie tot (zeer) lage waarden dalen.

De nitrificatiesnelheden in periode a (koude periode Alkmaar) zijn te laag om in 16 uur vergaande nitrificatie te bereiken. In deze periode worden dan ook N-Kj-effluentconcentraties van circa 10 mg/l gevonden. Deze concentratie kan worden verklaard als in de praktijk een gemiddelde nitrificatiesnelheid van 1,4 mg N/g d.s.-h is opgetreden gedurende 24 uur per dag.

5.4 Denitrificatie

5.4.1 Denitrificatiesnelheid

Denitrificatie is een minder gevoelig proces dan nitrificatie. De maximaal optredende denitrificatiesnelheid is daarom tijdens de proefnemingen onder optimale omstandigheden slechts twee maal bepaald (§ 4.4.2). De resultaten van deze metingen zijn opgenomen in tabel 11.

In beide gevallen werden snelheden gemeten van 4 en 5 mg NO₃-N/g d.s.·h. Meer gegevens zijn afgeleid uit de nitraat-profielmetingen (§ 5.4.2).

Tabel 11. Denitrificatiesnelheid in actiefslib.

lokatie	periode	temperatuur °C	snelheid (mg N/g d.s.·h)	
			straat 1	straat 2
Susteren	b	15	3,9	4,3
Emmen	l	22	4,6	4,7

5.4.2 Profielmetingen

Omdat de denitrificatieruimte van de proefinstallatie is uitgevoerd als één compleet gemengde tank is het niet mogelijk een profiel van de denitrificatie vast te stellen door metingen aan de proefinstallatie zelf. Daarom zijn denitrificatieprofielen vastgesteld uit experimenten in een batchreactor (§ 4.4.3).

De gevonden denitrificatieprofielen vertoonden in het algemeen een vorm zoals weergegeven in figuur 7. Een dergelijk profiel ontstaat omdat de afname van de nitraatconcentratie in de tijd gekarakteriseerd wordt door drie processen:

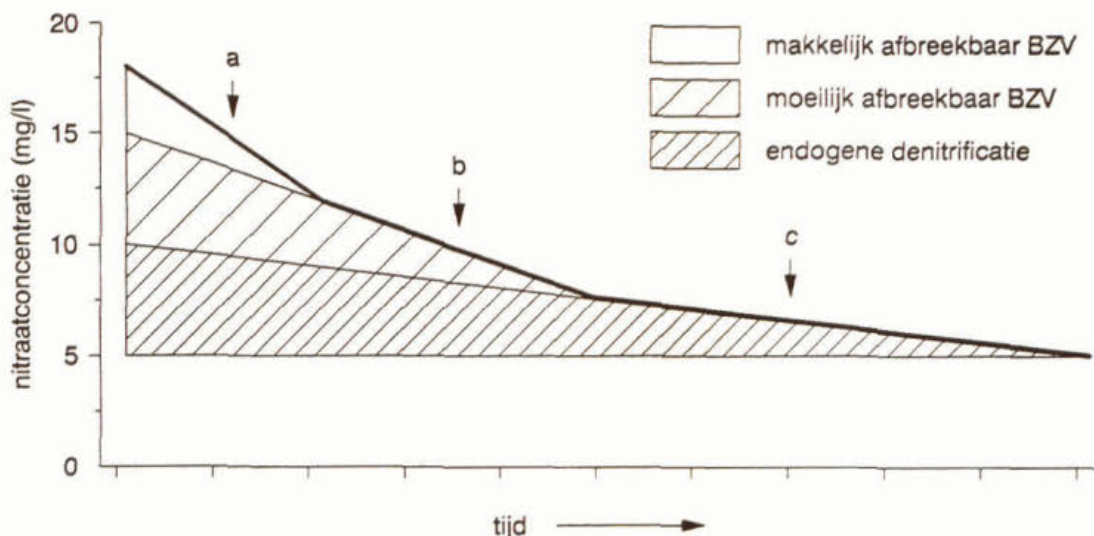
- denitrificatie door endogene ademhaling;
- denitrificatie door moeilijk afbreekbaar influent-BZV;
- denitrificatie door makkelijk afbreekbaar influent-BZV.

Deze drie processen treden gelijktijdig op zolang de daarvoor benodigde BZV-bron beschikbaar is. Zo wordt het verschil in de helling tussen de fasen a en b veroorzaakt door het gebrek aan makkelijk afbreekbaar BZV. Bij de overgang naar fase c rest alleen nog de endogene ademhaling. Het profiel uit figuur 7 geldt alleen voor een batchreactor. In een compleet gemengd systeem met continue influentaanvoer heersen lage nitraatconcentraties en is er voortdurende aanvoer van de verschillende BZV-bronnen.

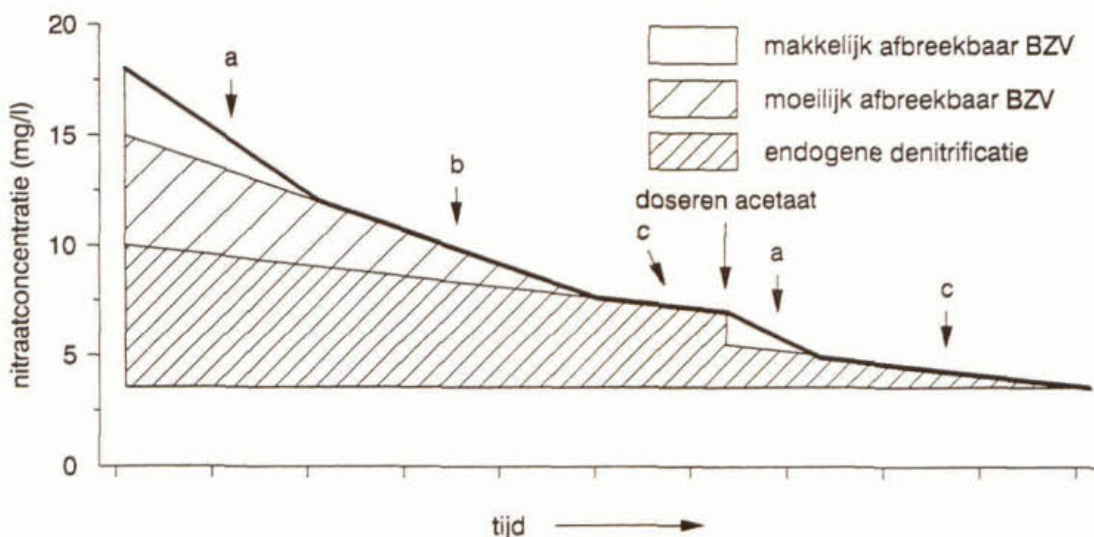
De denitrificatiesnelheid wordt uit het profiel bepaald door een raaklijn te trekken aan de gevonden curve. Met het bekende drogestofgehalte wordt de specifieke denitrificatiesnelheid berekend (mg N/g d.s.·h).

Tijdens het uitvoeren van de profielmetingen is veelal extra influent of acetaat toegevoegd als de denitrificatie verliep met moeilijk afbreekbaar BZV of in het endogene gebied (fase b of c). Hierbij werd een verhoging van de denitrificatiesnelheid waargenomen totdat de toegevoegde makkelijk afbreekbaar BZV-bron was verbruikt. Figuur 8 geeft dit weer.

De profielmetingen zijn zo uitgevoerd dat inzicht wordt verkregen in de denitrificatiesnelheden met makkelijk afbreekbaar BZV, moeilijk afbreekbaar BZV en door endogene denitrificatie.



Figuur 7. Voorbeeldprofiel van denitrificatie in een batchreactor.



Figuur 8. Voorbeeldprofiel van denitrificatie met toevoegen van een extra BZV-bron.

Denitrificatie met influent

De profielmetingen die zijn uitgevoerd met toevoeging van influent aan de batchreactor kenmerken zich door een kortdurende snelle afname van nitraat (fase a). De nitraatverwijdering die op deze wijze wordt bereikt bedraagt 2-4 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$. Daarna wordt denitrificatie met een constante snelheid waargenomen (fase b). Tabel 12 geeft de gemeten snelheden weer.

Veelal is de duur van fase a zeer kort, waardoor het aantal meetpunten in dit traject beperkt is. Dit stelt grenzen aan de nauwkeurigheid van de denitrificatiesnelheid die uit het profiel wordt afgeleid. De gemeten maximale denitrificatiesnelheden komen overigens goed overeen met de waarden uit tabel 11. Voor denitrificatie zijn de omstandigheden kennelijk goed.

Na 15 tot 30 minuten treedt denitrificatie op volgens fase b. De profielen tonen een zeer constante denitrificatiesnelheid, die beduidend lager is dan de hoge initiële snelheid uit fase a.

Een verschil kan worden gemaakt tussen de proeven in juli/september en in oktober. De gemiddelde snelheid van de juli/september-proefnemingen is beduidend hoger (0,82 mg

N/g d.s.-d) dan in oktober (0,47 mg N/kg d.s.-d). Waarschijnlijk is de lagere temperatuur in de tweede meetserie is hier debet aan (verschil 5 °C).

Tabel 12. Denitrificatiesnelheden met influent (mg N/g d.s.-h).

datum (1992) proefperiode	6/7	7/7	7/7	15/7	21/7	22/7	28/7	10/9	14/9	17/9	6/10	9/10	12/10	14/10
	l	l	l	l	l	l	l	m	m	m	m	m	m	m
snelheid fase a	2,94'		4,44'	7,07'	5,85'	2,54'	1,20	3,07	3,84'	1,95	2,87	3,50	3,83	
snelheid fase b	0,85	0,60	1,14	0,63	0,62	0,93	1,19	0,95	0,38	0,90	0,60	0,57	0,31	0,41
gem. snelheid fase b	←-----0,82-----						-----0,47-----→							
BZV/N-verhouding									3,89					
temperatuur °C	20,2	20,5	20,5	19,8	22,2	21,3	20,2	18,0	17,0	18,0	15,0	16,5	15,0	14,0
recirculatiefactor (-)	8		12	8	12	8	4	12	8	12	12	8	12	8

'deze snelheden zijn berekend uit twee punten.

Endogene denitrificatie

Om vast te stellen hoe snel de endogene denitrificatie verloopt (fase c), is slib gebruikt dat tevoren langdurig is belucht. Aangenomen is dat hierdoor eventueel geadsorbeerd, moeilijk afbreekbaar BZV in vergaande mate aëroob is afgebroken.

Aan het begin van de meting wordt nitraat toegevoegd. De nog aanwezige zuurstof in het reactievat verhindert het optreden van denitrificatie. Na toevoeging van acetaat wordt de resterende zuurstof snel geconsumeerd en verdwijnt nitraat met constante en hoge snelheid (zie figuur 8). Na enkele uren valt de denitrificatiesnelheid terug naar een constant laag niveau: nitraat wordt endogeen gedenitrificeerd.

In tabel 13 zijn maximale en endogene denitrificatiesnelheden vermeld. De gevonden endogene denitrificatiesnelheid is ongeveer half zo groot als de snelheid van fase b (vergelijk tabel 12). Dit mag worden verwacht omdat in fase b nog moeilijk afbreekbare organische verbindingen beschikbaar zijn.

Tabel 13. Maximale en endogene denitrificatiesnelheid.

datum (1992) proefperiode	17/9	7/10	14/10	
	m	m	m	
maximale snelheid	3,44	4,12	2,63	mg N/g d.s.-h
endogene snelheid	0,47	0,32	0,27	mg N/g d.s.-h
temperatuur	17,9	16,1	15,4	°C

Denitrificatie met retourslib

In de reguliere profielmetingen worden retourslib, recirculaat en influent samengevoegd in gelijke verhoudingen in de denitrificatieruimte. Een initiële snelle denitrificatie wordt veroorzaakt door makkelijk afbreekbaar BZV. Om vast te stellen welk aandeel van dit BZV door retourslib wordt aangevoerd, is bij een aantal experimenten geen influent toegevoegd.

Bij één experiment is een snelle initiële daling waargenomen zoals ook wordt gezien na toevoeging van influent. Circa 2 mg NO₃-N/l werd op deze manier afgebroken.

Tabel 14. Denitrificatiesnelheid met uitsluitend retourslib.

datum proefperiode	9/10	12/10	14/10	
	m	m	m	
snelheid fase a	0,76	3,48	0,41	mg N/g d.s.-h
snelheid fase b	0,76	0,37	0,41	mg N/g d.s.-h
temperatuur	16,5	15,0	14,0	°C

Bij andere experimenten is een constante denitrificatie waargenomen die overeenkomt met de snelheden van fase b, de afname van moeilijk afbreekbaar BZV (tabel 14). Uit de proef kan worden afgeleid dat in het retourslib tijdens verblijf in nabezinktank en retourslibleiding geen wezenlijke toename van makkelijk afbreekbaar en beschikbaar BZV plaatsvindt.

Denitrificatie met acetaat

De invloed van makkelijk afbreekbaar BZV op de denitrificatiesnelheid is in beeld gebracht door in endogeen denitrificerende batches acetaat toe te voegen. Zoals verwacht ontstaat vrijwel direct een afbraakversnelling van nitraat. De nu bereikte snelheid kan worden gezien als de maximale denitrificatiesnelheid van het systeem (tabel 15). In principe komt zo'n experiment overeen met de bepaling van de maximale denitrificatiesnelheid (§ 4.4.1).

Omdat de hoeveelheden toegevoegd acetaat en extra verwijderd nitraat bekend zijn, kan worden berekend in welke verhouding beide componenten zijn omgezet. Bij acetaat is in feite sprake van makkelijk afbreekbaar CZV. In paragraaf 3.3 is dit gedefinieerd als CZV'. Voor de elektronenoverdracht naar nitraat is een CZV'/NO₃-N-verhouding van 2,86 nodig. Daarnaast wordt CZV' gebruikt voor de opbouw van celmateriaal. In theorie is de benodigde acetaat/NO₃-N-verhouding dus groter dan 2,86. Tabel 15 toont dat in de praktijk met acetaat als koolstofbron een verhouding tussen 4 en 5 wordt gevonden.

tabel 15. Denitrificatiesnelheden na toevoeging van acetaat.

datum (1992)	9/10	10/9	14/9	17/9	6/10	7/10	7/10	14/10	
proefperiode	m	m	m	m	m	m	m	m	
snelheid fase a	3,59	2,85	2,33	3,44	4,12	2,42	4,12	2,63	mg N/g d.s.-h
snelheid fase b/c	0,61				0,48	0,32	0,32	0,27	mg N/g d.s.-h
BZV/NO ₃ -N verhouding	4,43				4,23	4,91	4,58	4,17	-

5.5 Recirculatiefactor

Tijdens de proefnemingen is een breed spectrum aan recirculatiefactoren onderzocht. Tabel 16 geeft een overzicht van de toegepaste recirculatiefactoren in de verschillende proefperiodes.

Tabel 16. Ingestelde recirculatiefactoren (Rf) in de proefinstallatie tijdens de verschillende proefperiodes.

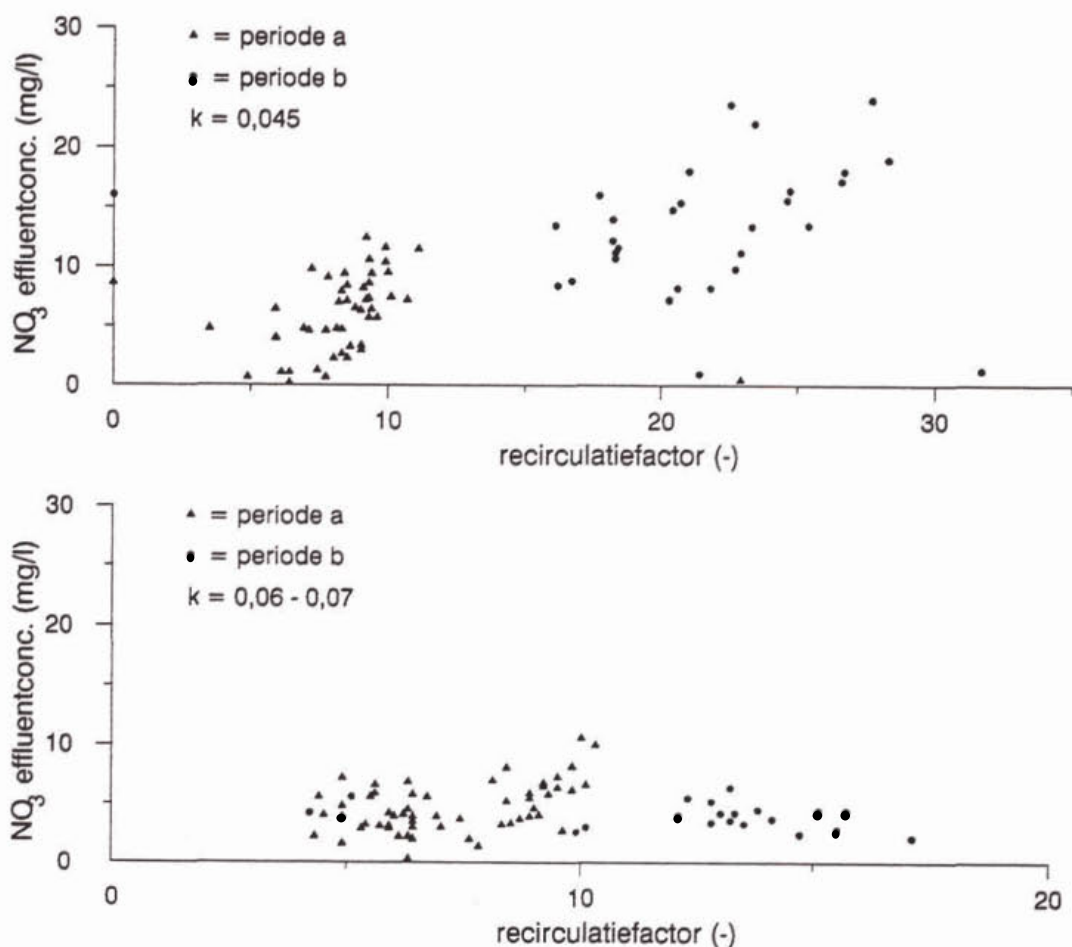
Alkmaar	periode	a	b	c	d
	straat 1	8,3	22,4	41,2	-
	straat 2	8,4	6,2	13,2	32,9
Susteren	periode	e	f	g	h
	straat 1	13,2	5,8	3,9	4,0
	straat 2	9,0	3,7	3,5	4,5
Emmen	periode	j	k	l	m
	straat 1	4,8	8,0	4,0	12,0
	straat 2	9,6	12,0	8,0	8,0

De erg hoge recirculatiefactoren die zijn toegepast bij de zeer laagbelaste straat in Alkmaar (Rf=4-30, k= 0,045 kg BZV/kg d.s.-d), resulteerden in de toename van nitraat-effluentconcentraties met de toename van de recirculatiefactor (figuur 9, bovenste deel). De grotere teruggevoerde nitraatvracht kon niet worden gedenitrificeerd. Hiervoor verantwoordelijk zijn de zuurstofvracht en -concentratie die met de recirculatiestroom naar de denitrificatieruimte worden gevoerd. In de denitrificatieruimte neemt de zuurstofconcentratie af door verdunning met influent en door zuurstofconsumptie bij BZV-oxydatie. Omdat denitrificatie eerst

optreedt bij zuurstofconcentraties lager dan 0,5 mg/l kan een deel van de denitrificatieruimte niet effectief voor denitrificatie worden gebruikt. De grootte van dit deel is afhankelijk van de zuurstofgradiënt in de denitrificatieruimte.

In de hoger belaste straat ($k = 0,06-0,07$ kg BZV/kg d.s.-d) is geen verband gevonden tussen recirculatiefactor ($R_f = 4$ tot 18) en nitraat-effluentconcentratie (figuur 9 onderste helft). Mogelijk verbruikt de hogere BZV-influentconcentratie sneller zuurstof in de denitrificatieruimte waardoor anoxische condities beter blijven gehandhaafd (figuur 9).

Een bijkomend effect van zuurstofinbreng in de denitrificatieruimte is de oxydatieve afbraak van makkelijk afbreekbaar substraat (met name vetzuren). Denitrificatie moet dan, althans voor een deel, plaatsvinden met behulp van moeilijk afbreekbaar substraat. Dit leidt tot lagere omzettingssnelheden. Uit de profielmetingen blijkt dat laatstgenoemde omzettingssnelheden een factor 5 lager kunnen zijn (tabel 15).



Figuur 9. Nitraat-effluentconcentratie als functie van R_f in Alkmaar.

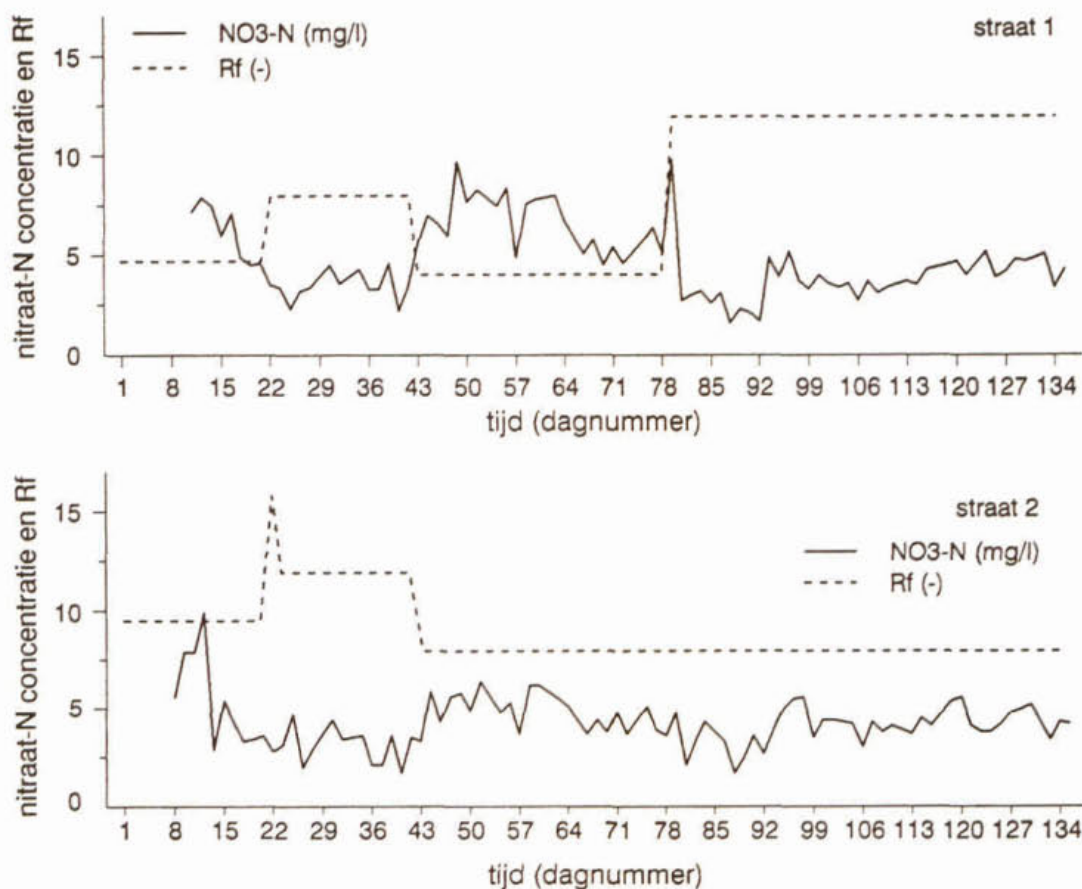
Tabel 17. Onderzoeksp perioden met R_f -waarden en NO₃-effluentconcentraties (Emmen).

dagnummer	1-21	22-40	41-77	81-135
straat 1				
recirculatiefactor	4,8	8,0	4,0	12,0
nitraatconcentratie effluent	4,9	3,5	6,6	3,7
straat 2				
recirculatiefactor	8,0	12,0	8,0	8,0
nitraatconcentratie effluent	3,5	3,1	4,8	4,1

In Emmen zijn de recirculatiefactoren 4, 8 en 12 met elkaar vergeleken. Figuur 10 geeft de recirculatiefactoren en de nitraat-effluentconcentraties voor beide onderzoeksstraten in de tijd. Vier vergelijkbare onderzoeksperioden zijn te onderkennen. Deze perioden met de gemiddelde nitraat-effluentconcentraties zijn opgenomen in tabel 17.

In figuur 10 is te zien dat het verhogen van de recirculatiefactor op dag 22 direct resulteert in een lagere nitraat-effluentconcentratie in zowel straat 1 als straat 2. Het verlagen van de recirculatiefactor op dag 42 daarentegen leidt direct tot een verhoging van de nitraat-effluentconcentratie.

De gemiddelde nitraatconcentraties over de vier deelperioden geven aan dat met het verhogen van de recirculatiefactor van $Rf=4$ naar $Rf=8$ meer effect wordt bereikt dan met het verder verhogen naar $Rf=12$. Het verhogen van $Rf=4$ naar $Rf=8$ resulteert in een verlaging van meer dan $1 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$. Het verder verhogen van $Rf=8$ tot $Rf=12$ geeft daarentegen nog slechts een verlaging van minder dan $0,5 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$ te zien. Deze waarneming stemt geheel overeen met het gestelde in paragraaf 3.2, dat de toename van het denitrificatierendement bij hogere recirculatiefactoren nog slechts beperkt is (zie ook figuur 3).



Figuur 10. Nitraatconcentraties en recirculatiefactor in Emmen.

5.6 Aanvoerfluctuaties

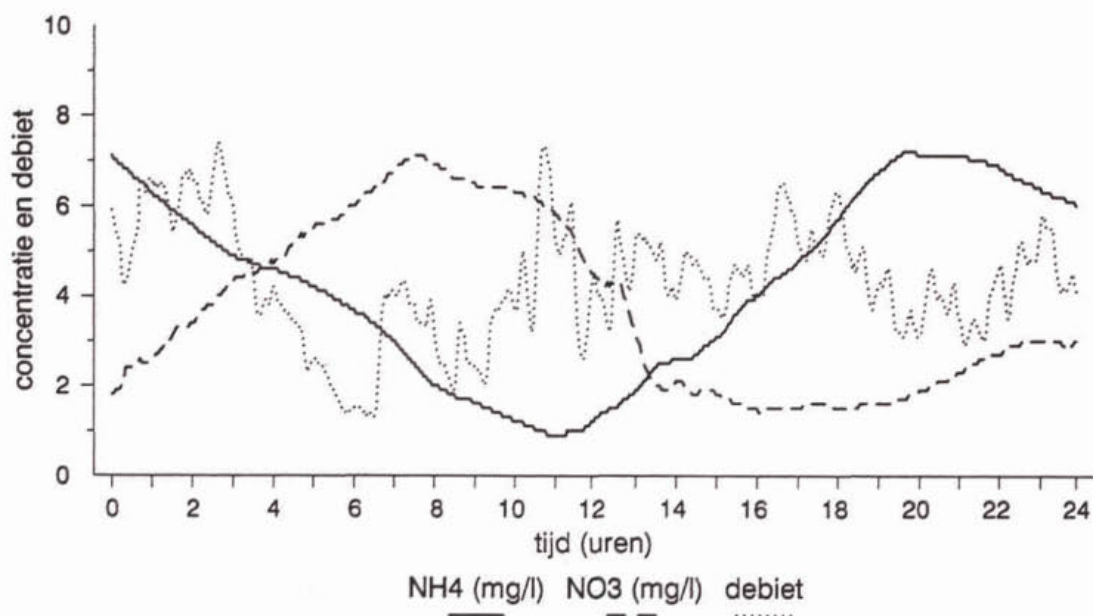
Een typisch verloop van de ammonium- en nitraat-effluentconcentraties in een etmaal wordt geïllustreerd in figuur 11.

Beginnend links in de figuur wordt tot circa 11 uur een constant afnemende ammoniumconcentratie gemeten. Tegelijkertijd blijkt deze daling in balans te zijn met de toename van de nitraatconcentratie.

Vanaf 8 uur 's ochtends komt de eerste nieuwe influentpiek binnen. Direct hiermee treedt een scherpe daling van de nitraatconcentratie op. Na enige uren met constant hoge influentaanvoer stijgt de ammoniumconcentratie tot circa 21 uur. Daarna zet langzaam een daling in. Te zelfder tijd neemt de nitraatconcentratie toe.

Uit de figuur kan een aantal zaken worden afgeleid:

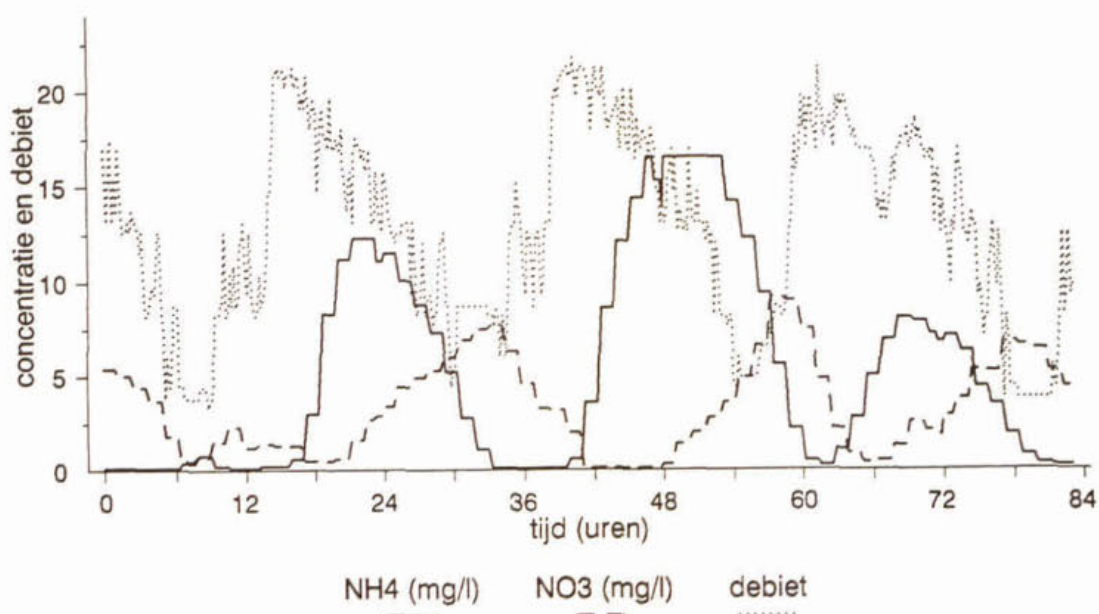
- Ondanks het feit dat in de nachturen influentaanvoer plaatsvindt, wordt onvoldoende gedenitrificeerd. De influentpiek 's ochtends 11 uur daarentegen toont een scherpe daling van de nitraatconcentratie. In de ochtenduren is er sprake van een BZV-gelimiterde denitrificatie.
- De scherpe daling van de nitraatconcentratie valt samen met de toename van de ammoniumconcentratie, en dus met de influentaanvoer. De aanvoer van gereduceerde stikstofverbindingen is dan groter dan de maximale omzettingssnelheid.



Figuur 11. Verloop van ammonium- en nitraatconcentratie en van het debiet over één dag (Susteren).

De influentconcentraties variëren dus sterk over de dag. Met name in de uren dat de grootste vracht binnenkomt, schiet de nitrificatiecapaciteit te kort om een volledige nitrificatie te handhaven. Daarbij dient bedacht te worden dat tegelijkertijd het grootste aandeel in de stikstof-effluentvracht wordt geleverd: het is immers de hoogste concentratie bij het hoogste debiet. Overigens kunnen de verdeling van de influentaanvoer over de dag en de daarin optredende concentraties bij elke rwzi enigszins anders zijn. Toch kan worden gesteld dat het gevonden aanvoerpatroon niet afwijkt van wat normaal mag worden verwacht ⁴.

In figuur 12 is een overzicht opgenomen van een dergelijk verloop over ruim drie dagen. Ook hier stijgt de ammoniumconcentratie sterk na de start van de aanvoerpiek, waarbij de opgebouwde hoge nitraatconcentratie snel lager wordt op het moment dat nieuwe BZV-aanvoer plaatsvindt.



Figuur 12. Verloop van ammonium- en nitraatconcentraties en het debiet over meerdere dagen (Emmen).

5.7 Neveneffecten

5.7.1 Defosfatering

De experimenten waren uitsluitend gericht op stikstofverwijdering, zodat geen bijzondere aandacht is besteed aan defosfatering. Omdat regelmatig de biomassa is geanalyseerd, kon worden nagegaan of biologische defosfatering was opgetreden. In tabel 18 zijn de P-gehalten in het actief-slib opgenomen uit de verschillende proefperioden.

Tabel 18. P-gehalten in biomassa tijdens de proefperioden (mg P/g d.s.).

Alkmaar	periode	a	b	c	d
	straat 1	28	24	24	-
	straat 2	29	29	24	24
Susteren	periode	e	f	g	h
	straat 1	17	18	17	16
	straat 2	20	16	15	15
Emmen	periode	j	k	l	m
	straat 1	38	39	48	-
	straat 2	35	38	47	-

Alleen in proefperiode a is het slib onderworpen aan een P-afgifteproef. Hiermee wordt bij een overmaat acetaat onder anaërobe condities nagegaan of biologische P-ophoping heeft plaatsgevonden. Geconstateerd werd dat inderdaad sprake was van P-afgifte en dus van biologische defosfatering. Hoewel nitraat met een concentratie van 5 mg/l werd gerecirculeerd naar de denitrificatieruimte bleken de condities goed voor biologische P-verwijdering in de hoofdstroom. Na het verhogen van de recirculatiefactor in de perioden b en c is een verlaagd P-gehalte in het slib waargenomen. Waarschijnlijk worden door de korte verblijftijd

in de anoxische ruimte en het te hoge nitraatgehalte de condities ongunstig voor fosfaatop-
hopende organismen.

De P-gehalten van het slib in perioden e t/m h liggen in de orde van basis-P-gehalten
voor biomassa. Waarschijnlijk is hier geen biologische P-verwijdering opgetreden.

De hoge gehalten in perioden j t/m l daarentegen wijzen duidelijk op P-ophoping in het slib.
De hoge temperaturen en de relatief hoge concentratie vetzuren in het influent zijn gunstig
voor fosfaatophopende organismen.

5.7.2 *Slib-volumeindex*

In het algemeen is tijdens de proefnemingen een hoge slib-volumeindex waargenomen. In
Alkmaar steeg de SVI gedurende de proefnemingen van 150 naar 200 ml/g. In de zelfde
periode is de temperatuur toegenomen en is een hogere recirculatiefactor toegepast. Welk
van deze factoren tot de hogere SVI heeft geleid, is niet duidelijk.

Tijdens de proeven in Susteren is de SVI vrij constant gebleven op 140 tot 150 ml/g. Aan
het einde van de proefperiode, van maart tot mei, neigde de SVI naar hogere waarden (tot
180 ml/g).

In Emmen varieerde de SVI tussen 150 en 220 ml/g. De optredende fluctuaties kunnen niet
worden verklaard met de toegepaste recirculatiefactor of heersende temperatuur. Op de
drie lokaties werden geen grote verschillen gevonden tussen de twee proefstraten.

Overigens is tijdens de proefnemingen de bedrijfsvoering van de proefinstallatie niet in het
bijzonder gericht geweest op het bereiken van een goede slibbezinking. In de opstelling
was daarom geen selector opgenomen.

5.7.3 *Slibproductie*

De slibproductie tijdens de proefnemingen kan niet goed worden gekwantificeerd. Als
gevolg van de constructie van de nabezinktank is een aanzienlijk deel van het slib gespuid
met het verwijderen van drijfslagen.

6 DIMENSIONERINGSMETHODEN

6.1 Algemeen

Voor de dimensionering van zuiveringssystemen voor vergaande stikstofverwijdering staat een aantal methoden ter beschikking. De uitvoering van het zuiveringssysteem als voordennitrificatie vormt daarbij vaak een verfijning.

In de volgende paragrafen worden deze methoden in het kort toegelicht. Voor een meer uitgebreide beschouwing wordt verwezen naar het "Handboek Stikstofverwijdering" ⁵. Ter verificatie van de diverse methoden is telkens nagegaan welke dimensionering voor de proefinstallatie volgt op basis van debieten en influent zoals gebruikt tijdens de proefnemingen. Gebruik is gemaakt van de gemiddelde samenstelling van het influent gedurende de proefperioden a, e en j. Deze influent- en debietgegevens zijn in tabel 19 opgenomen. Hierbij wordt opgemerkt dat voor Emmen een temperatuur wordt gehanteerd van 20 °C om een vergelijking met de resultaten uit de proefnemingen mogelijk te maken. Deze temperatuur is voor Nederland niet realistisch.

Tabel 19. Gehanteerde basisgegevens voor de dimensionering van actief-slibsystemen met praktijkafvalwater.

	Alkmaar	Susteren	Emmen	
CZV	446	329	361	mg/l
BZV	185	122	133	mg/l
N-Kj	64	48	64	mg/l
Q _{inf}	11,2	9,3	13,0	m ³ /d
Rf	8,3	13,2	4,8	-
temperatuur	10	10	20	°C
Ga	4,2	3,9	4,0	kg d.s./m ³

De belangrijkste methoden voor dimensionering van nitrificatie en denitrificatie zijn:

- methode op basis van de slibbelasting,
- methode op basis van de slibleeftijd (methode Kayser),
- de methode van de Duitse universiteiten (HSA-methode),
- de "Arbeitsblatt" (A 131) methode,
- de "IAWPRC actiefslib-model" methode.

6.2 Methode op basis van de slibbelasting

Beschrijving

Op basis van praktijkgegevens zijn voor verschillende rwzi-typen empirische relaties bepaald tussen de slibbelasting en de jaargemiddelde N-verwijdering. Deze kunnen als globale dimensioneringsgrondslag worden gebruikt.

Uitgaande van de influentsamenstelling en jaargemiddelde effluenteisen wordt een slibbelasting gekozen. Uit het produkt van de slibbelasting en de slibconcentratie volgt het benodigde totale volume.

De relatie tussen de (jaargemiddelde) slibbelasting en stikstofverwijdering is door diverse auteurs beschreven ^{6, 7, 8}. Deze studies geven aan dat voor het bereiken van een effluentconcentratie van 10 mg N_{tot}/l een slibbelasting van 0,055 kg BZV/kg d.s.·d moet worden aangehouden bij het toepassen van voorbezonken afvalwater.

De methode op basis van slibbelasting is beperkt. Voor de dimensionering van een rwzi is meer nodig dan een schatting van de benodigde slibbelasting. Van belang zijn onder meer de afvalwatersamenstelling, de bepaling van de verhouding V_r/V_d en het recirculatiedebiet.

Toetsing

Het benodigde AT-volume op basis van slibbelasting wordt berekend met de formule

$$\{Q_{inf} * [BZV]_{inf}\} / \{1000 * k * Ga\} \quad (5)$$

waarin $k = 0,055$ kg BZV/kg d.s.-d.

Uit deze formule volgt dat voor de omstandigheden op de drie lokaties het actief-slibvolume van de proefinstallatie respectievelijk 9 m^3 , $5,3 \text{ m}^3$ en $7,9 \text{ m}^3$ had mogen bedragen. In werkelijkheid werd ondanks de lagere toegepaste BZV-belasting de vergaande N-verwijdering niet altijd gehaald.

6.3 Methode op basis van de slibleeftijd

Beschrijving

De filosofie achter de methode op basis van slibleeftijd is dat uitspoeling van de autotrofe bacteriën moet worden voorkomen om voldoende nitrificatie veilig te stellen. De methode maakt gebruik van gegevens over de groeisnelheid van autotrofe organismen en een veiligheidsfactor voor hoge influentiaanvoer en lange winterperioden⁹.

Onderscheid wordt gemaakt tussen de procescondities voor simultane denitrificatie en voordennitrificatie: bij voordennitrificatie wordt met een hogere denitrificatiesnelheid gerekend (zie ook figuur 2).

De methode, ook wel methode Kayser genoemd, is bedoeld voor het bepalen van de grootte van nitrificatie- en denitrificatieruimten voor behandeling van gemiddeld huishoudelijk afvalwater. Bij sterk afwijkende samenstelling van het afvalwater zijn de gebruikte nomogrammen niet bijzonder betrouwbaar. Ook bij effluenteisen lager dan $10 \text{ mg N}_{\text{tot}}/\text{l}$ is de betrouwbaarheid van deze dimensioneringsmethode nog niet bevestigd.

Toetsing

In tabel 20 wordt de dimensionering op basis van slibleeftijd doorlopen. Elke regel geeft een stap in het model weer. De cursieve regels geven aan dat hier een keuze voor de grootte van de gebruikte parameter wordt gemaakt.

Tabel 20. Dimensionering van de proefinstallatie met de methode op basis van slibleeftijd.

	Alkmaar	Susteren	Emmen	
te denitrificeren	43	32	43	mg NO ₃ -N/l
<i>veiligheidsfactor</i>	<i>2,5</i>	<i>2,5</i>	<i>2,5</i>	-
aërobe slibleeftijd	9	9	3,5	dagen
<i>V_{den}/V_{tot}</i>	<i>50</i>	<i>60</i>	<i>70</i>	%
totale slibleeftijd	18	22	12	dagen
<i>zwevende stof/BZV</i>	<i>0,8</i>	<i>0,8</i>	<i>0,8</i>	kg/kg
slibbelasting	0,070	0,055	0,105	kg BZV/kg d.s.-d
omgezet nitraat	39	32	42	mg NO ₃ -N/l
nitrificatievolume	3,5	2,1	1,2	m ³
denitrificatievolume	3,5	3,2	2,9	m ³
nitrificatiesnelheid	1,6	1,8	5,6	mg N-Kj/g d.s.-h
denitrificatiesnelheid	1,3	1,0	2,0	mg NO ₃ -N/g d.s.-h

Opvallend is het grote aandeel van het denitrificatievolume in het totale volume. Bij het overschrijden van 50% voor de verhouding V_{den}/V_{tot} dient met het toepassen van deze dimensioneringsmethode voorzichtig te worden omgegaan. De nitrificatiesnelheid en denitrificatiesnelheid in tabel 20 horen niet bij de dimensioneringsmethode. Deze snelheden zijn berekend uit de verdeling van stikstof over een balans als weergegeven in figuur 4 en de berekende volumina. De berekende snelheden bij het afvalwater van Alkmaar en

Susteren liggen in de ordegrötte van de gemeten snelheden in het flankerend onderzoek. De snelheden berekend bij een temperatuur van 20 °C (Emmen) wijken sterk af (te hoog) van de als maximaal bepaalde snelheden bij het flankerend onderzoek. Duidelijk is dat hier de betrouwbaarheidsgrenzen van het model zijn overschreden.

6.4

HSA-methode

Beschrijving

Door een samenwerkingsverband van Duitse universiteiten is op basis van aërobe slibleeftijd een dimensioneringsmethode ontwikkeld. Het resultaat is een standaard voor het dimensioneren van de stikstofverwijdering die vollediger is dan de slibleeftijdmethode¹⁰. Door zijn achtergrond wordt de methode ook wel "Hochschulansatz" (HSA) genoemd.

Met de HSA-methode kan worden gekozen voor het dimensioneren van omloopsystemen en voordennitrificatiesystemen. Analoog aan Kayser gaat ook deze methode uit van hogere denitrificatiesnelheden in voordennitrificatiesystemen (figuur 2). De recirculatiefactor bij voordennitrificatie wordt standaard gesteld op 4 à 5. Het rekenen met hogere recirculatiefactoren is mogelijk, mits correcties worden toegepast op een aantal invoerparameters.

Als uitkomsten geeft de HSA-methode volumina van de nitrificatie- en denitrificatieruimten, slibbelasting, slibleeftijd, slibproductie en samenstelling van het actiefslib. Gebruik wordt gemaakt van een verdergaande uitsplitsing in omzettingssnelheden en groeikinetiek van de biomassa. De hiervoor benodigde gegevens zijn afkomstig uit een bundeling van sterk uiteenlopende onderzoeksgegevens, praktijkwaarnemingen en empirische aannamen. De nauwkeurigheid en het toepassingsgebied (bijvoorbeeld voor haalbare effluentkwaliteit en werktemperatuur) zijn niet getoetst. Omdat bovendien de waarde van de parameters en de influentkarakteristieken in de Nederlandse situatie nog onvoldoende nauwkeurig bekend zijn, moet het model voorzichtig worden gehanteerd.

De HSA-methode is in staat snel de basisvoorzieningen voor een voordennitrificatiesysteem of een aëratiecircuit te dimensioneren, en is gebaseerd op een 2-uursmonster dat aan de effluenteisen moet voldoen. Om de dagelijkse fluctuaties in belasting te kunnen opvangen, en zodoende aan de eisen te kunnen voldoen, gebruikt de HSA-methode een schommelfactor (Schwankungsfaktor). Getalmatig wordt deze gesteld op 2,3 voor kleine rwzi's (grote spreiding in de dagelijkse influentaanvoer) en 1,7 voor grote rwzi's.

In Nederland zijn de effluenteisen in het algemeen gebaseerd op een debietproportioneel 24-uurs monster. Dit heeft tot gevolg dat grotere variaties in de effluentconcentraties over het etmaal zijn toegestaan. Voor het ontwerp onder Nederlandse eisen kan daarom in principe worden volstaan met een lagere waarde voor de schommelfactor. Voordat een goede calibratie van het model heeft plaatsgevonden, is niet precies aan te geven welke waarde voor de schommelfactor moet worden gehanteerd.

Toetsing

Voor de dimensionering met behulp van de HSA-methode zijn de uitgangparameters ingevuld zoals vermeld in literatuur 10. Een correctie is toegepast omdat uit de proefnemingen is gebleken dat voor het bereiken van effluentconcentraties $\leq 10 \text{ mg N}_{\text{tot}}/\text{l}$ een recirculatiefactor van circa 8 vereist is. In tabel 21 zijn de uitkomsten van het HSA-model opgenomen.

De uitkomsten lijken op die van de methode op basis van slibleeftijd. De resulterende slibbelasting is echter ruim 20% lager. Voor het afvalwater van Alkmaar en Susteren wordt een denitrificatievolume ter grootte van 60% van het totaal volume berekend. De resulterende nitrificatie- en denitrificatiesnelheden komen overeen met de snelheden voor denitrificatie met moeilijk afbreekbaar BZV, zoals waargenomen in het flankerend onderzoek. De hoge snelheden bij 20 °C (Emmen) zijn ook hier een signaal dat de grenzen van de betrouwbaarheid zijn overschreden. Overigens geven de auteurs van het HSA-model

aan dat voorzichtig met het model moet worden omgegaan, zodra het denitrificatievolume groter wordt dan 50% van het totaal volume.

Tabel 21. Dimensionering van de proefinstallatie met de HSA-methode.

	Alkmaar	Susteren	Emmen	
V_{den}/V_{tot}	63	64	84	%
nitrificatievolume	4,0	3,0	1,0	m ³
denitrificatievolume	6,0	5,0	6,0	m ³
aërobe sibleeftijd	10,1	12,5	3,7	dagen
totale sibleeftijd	27,3	34,6	23,0	dagen
slibbelasting	0,050	0,041	0,064	kg BZV/kg d.s.·d
nitrificatiesnelheid	1,4	1,2	6,8	mg N-Kj/g d.s.·h
denitrificatiesnelheid	0,8	0,6	1,0	mg NO ₃ -N/g d.s.·h

6.5 De "Arbeitsblatt" (A131) methode

Beschrijving

Deze methode omvat enkele empirische formules en tabellen gebaseerd op ervaringen bij de zuivering van Duits huishoudelijk afvalwater ¹¹.

Met de invoergegevens wordt aan de hand van tabellen de sibleeftijd bepaald. Daarna wordt gekozen voor voordennitrificatie of simultane denitrificatie, en een verhouding denitrificatievolume/totaalvolume. In enkele stappen worden vervolgens het totale volume, de slibbelasting en de volumebelasting berekend.

De dimensioneringmethode geeft langs eenvoudige weg op basis van een beperkt aantal gegevens een globale dimensionering voor zuiveringsinrichtingen voor Duits huishoudelijk afvalwater of afvalwater dat daar qua samenstelling sterk op lijkt.

Door de starre werkwijze met tabellen is de toepasbaarheid van de Arbeitsblattmethode beperkter dan de HSA-methode.

Dimensioneren met de Arbeitsblattmethode is niet mogelijk bij:

- lage NH₄⁺-N-effluentconcentraties;
- grote variaties in de stikstofbelasting ¹².

Waar precies de grenzen van deze beperkingen liggen wordt niet aangegeven.

Toetsing

De werkwijze van de ATV-methode wordt doorlopen in tabel 22. Op basis van de stikstofbalans wordt de minimaal benodigde recirculatiefactor berekend. Problematisch wordt de methode waar de benodigde verhouding denitrificatievolume/totaalvolume moet worden afgelezen: voor BZV₅/N-verhoudingen kleiner dan 7 geldt de methode niet. In de tabel is desalniettemin gekozen voor het toepassen van de verhouding 0,5. De berekening van het totaal benodigde volume is rechtstreeks gerelateerd aan de opgegeven benodigde sibleeftijd, de spuislibproductie en het droge-stofgehalte in het systeem.

De resulterende totaalvolumina zijn kleiner dan toegepast bij de proefnemingen. Desondanks was N_{tot} ≤ 10 mg/l niet in alle gevallen haalbaar.

Tabel 22. Dimensionering van de proefinstallatie met A131-methode.

	Alkmaar	Susteren	Emmen	
influentdebit	11,2	9,3	13,0	m ³ /d
BZV-aanvoer	2,07	1,13	1,73	kg/d
verhouding d.s./BZV ₅	0,33	0,33	0,33	-
NKj-aanvoer	0,72	0,45	0,83	kg/d
N in effluent	0,11	0,09	0,13	kg/d
N in spuislib	0,10	0,06	0,09	kg/d
te denitrificeren	0,51	0,30	0,61	kg/d
NO ₃ -recirculatie	0,82	0,77	0,74	-
minimale Rf	4,6	3,3	2,8	-
denitrificatiecapaciteit	0,24	0,27	0,35	-
V _{den} /V _{tot}	de methode geeft geen resultaat als de BZV ₅ /NO ₃ -verhouding beneden 7 daalt			
V _{den} /V _{tot} gesteld	0,5	0,5	0,5	-
slibleeftijd	25	25	25	dagen
slibproductie	0,5	0,5	0,5	kg d.s./kg BZV ₅
droge-stofgehalte	4,2	3,9	4,0	kg d.s./m ³
nitrificatievolume	3,1	1,8	2,7	m ³
denitrificatievolume	3,1	1,8	2,7	m ³
totaal volume	6,2	3,6	5,4	m ³

6.6

IAWPRC actief-slibmodel**Beschrijving**

De IAWPRC Task Group on Mathematical Modelling heeft een model opgesteld voor de zuiveringsprocessen in een compleet gemengde reactor¹³. Vanuit de proceskinetiek wordt een gedetailleerd model gegeven van de omzettingen van organische stof en stikstof, die zich in een actiefslibinstallatie afspelen.

Het dynamische model heeft in eerste instantie niet tot doel richtlijnen te geven voor de dimensionering van rwzi's, maar kan worden gebruikt om het inzicht in de kinetiek van de processen te vergroten. Met het model kan de invloed van wijzigingen in de configuratie of in de procescondities op de effluentconcentraties worden bestudeerd. Voor het genereren van betrouwbare resultaten is het essentieel om een goede schatting te maken van de vele in te voeren kinetische parameters en influentfracties, opgesplitst naar CZV- en N-fracties. Om de waarde van het model voor Nederlandse condities te verhogen moet een ijking van de parameters met literatuur- en praktijkwaarden plaatsvinden. Ook is nog niet duidelijk in hoeverre voor elk afvalwater een herafweging van de parameters en influentkarakteristieken moet plaatsvinden. Volgens de IAWPRC is het noodzakelijk om voor iedere toepassing de influentsamenstelling en de waarden van parameters nauwkeurig te bepalen.

Toetsing

Het IAWPRC actief-slibmodel is anders toegepast dan de overige beschreven methoden. Met behulp van de volumina en instellingen van de proefinstallatie is nagegaan welke effluentconcentraties kunnen worden bereikt. Voor het toepassen van dit model moet een groot aantal verschillende BZV- en stikstoffracties worden gedefinieerd. Deze fracties zijn voor de verschillende influenten niet bekend. Daarom zijn voor de ontbrekende parameters waarden ingevuld die bij de modellering van een andere Nederlandse rwzi geschikt zijn gebleken.

De modellering is uitgevoerd door de proefinstallatie als een serie van twee gemengde tanks te beschouwen, waarvan de eerste niet en de tweede wel is belucht. De uitkomsten van de modellering staan in tabel 23 vermeld.

Opvallend aan de uitkomsten zijn de hoge nitraatconcentraties in het effluent. Als gevolg van de zuurstofterugvoer naar de denitrificatieruimte veronderstelt het model dat denitrificatie nauwelijks optreedt.

De nitrificatiesnelheid en denitrificatiesnelheid volgen niet uit het IAWPRC actief-slibmodel, maar zijn berekend op basis van een massabalans. De berekende snelheden zijn erg laag. Zowel de werkelijk gemeten effluentconcentraties als de omzettingssnelheden geven aan dat het voorliggende model met parameters van een andere rwzi (nog) niet geschikt is om betrouwbare simulaties uit te voeren. Door de auteurs wordt dan ook aangegeven dat het belangrijk is om de benodigde parameters voor elk specifiek afvalwater apart vast te stellen.

Tabel 23. Effluentconcentraties van de proefinstallatie berekend volgens het IAWPRC actief-slibmodel.

	Alkmaar	Susteren	Emmen	
organisch stikstof	4,0	3,4	5,7	mg N _{org} /l
ammonium	6,1	1,3	0,6	mg NH ₄ -N/l
nitraat	25,6	21,8	33,8	mg NO ₃ -N/l
totaal stikstof	35,7	26,5	39,1	mg N _{tot} /l
CZV	45,4	34,7	38,9	mg CZV/l
aërobe sibleeftijd	11,8	28,4	20,5	dagen
totale sibleeftijd	19,7	47,4	34,1	dagen
slibbelasting	0,039	0,026	0,039	kg BZV/kg d.s.·d
nitrificatiesnelheid	0,8	0,6	1,1	mg N-Kj/g d.s.·h
denitrificatiesnelheid	0,5	0,4	0,5	mg NO ₃ -N/g d.s.·h

7 EVALUATIE

7.1 Nitrificatie

Nitrificatie vindt voor het overgrote deel plaats in het eerste nitrificatiecompartiment. Bij lage recirculatiefactoren bedraagt de omzetting in dit compartiment meer dan 70% van het totaal. Bij hogere recirculatiefactoren wordt circa 50% in het eerste compartiment genitrificeerd. Deze verminderde omzetting is het gevolg van de kortere verblijftijd in het compartiment. De omzettingssnelheid blijft nagenoeg even hoog.

De gevonden nitrificatiesnelheden in het eerste compartiment komen overeen met de snelheden die in batch zijn bepaald onder optimale omstandigheden. De hier bereikte maximale snelheden liggen tussen 2 en 4 mg N/kg d.s.h, gemeten bij temperaturen tussen 15 en 20 °C.

Opvallend is het feit dat bij $R_f \geq 8$ in het eerste nitrificatiecompartiment meer ammonium verdwijnt dan nitraat wordt gevormd. De achtergrond van dit fenomeen is uit de proefnemingen niet duidelijk geworden. Mogelijk speelt simultane denitrificatie in dit (hoogst belaste) compartiment een rol. Ook is het goed mogelijk dat in dit compartiment de meeste slihgroei, met de daarbij benodigde N-opname, plaatsvindt.

Ondanks het feit dat in het derde nitrificatiecompartiment nog redelijk hoge ammoniumconcentraties worden aangetroffen is de omzetting vaak laag. Het is niet mogelijk vast te stellen of dit het gevolg is van een verhoogde ammonificatie dan wel een verlaagde nitrificatie.

Tijdens de profielmetingen werd in het algemeen in de nitrificatiecompartimenten 2 en 3 een overschot aan nitrificatiecapaciteit waargenomen. De on-linemetingen laten daarentegen zien dat in de late namiddag en vooravond de ammoniumconcentratie in het effluent toeneemt. Hieruit wordt geconcludeerd dat de nitrificatieruimte gedurende een etmaal perioden met overcapaciteit kent, terwijl in andere perioden de nitrificatie onvoldoende verloopt.

De effluentkwaliteit kan mogelijk worden verbeterd door flexibel om te gaan met de verhouding tussen belucht en niet belucht actief-slibvolume. In perioden van overcapaciteit kan minder worden belucht (vergroting van het denitrificatievolume), terwijl in perioden met een tekort aan nitrificatiecapaciteit een deel van de denitrificatieruimte kan worden belucht. Deze flexibele bedrijfsvoering is niet onderzocht.

Gedurende een groot deel van het onderzoek zijn geen lage N-Kj-effluentconcentraties bereikt, ondanks het feit dat zeer lage BZV-slibbelastingen zijn toegepast. Een te korte slibleeftijd ligt daarom niet aan deze resultaten ten grondslag. Ook op basis van de laagst gemeten nitrificatiesnelheid mag een verdergaande nitrificatie worden verwacht.

Het zwevende-stofgehalte is tijdens de proefnemingen in het algemeen laag gebleven (0 - 20 mg/l), en draagt zodoende slechts in zeer beperkte mate bij aan de hoge Kjeldahl-N-concentraties.

Veelal ontstond op de nabezinktank een dichte drijflaag. Uit batchexperimenten is gebleken dat hieruit periodiek ammonium kan vrijkomen door de in de sliblaag heersende anaërobe omstandigheden. Vastgesteld is dat dit 1 tot 2 mg N-Kj/l kan bijdragen aan de effluentconcentratie.

7.2 Denitrificatie

De beschikbaarheid van BZV blijkt veelal de beperkende factor voor een volledige denitrificatie.

Maximale denitrificatiesnelheden tussen 2,5 en 4 mg $\text{NO}_3\text{-N/g}$ d.s.h treden op direct na het toevoegen van influent (bij temperaturen van 15 - 20 °C). Vrij snel daarna daalt de denitrificatiesnelheid naar een beduidend lager niveau (0,5-1 mg $\text{NO}_3\text{-N/g}$ d.s.h).

In de totale denitrificatiesnelheid kan men drie vormen van denitrificatie onderscheiden, afhankelijk van de beschikbare elektronendonoren:

1. Denitrificatie als gevolg van het vrijkomen van organische verbindingen door het afsterven van biomassa (endogene denitrificatie). In denitrificatieprofielen wordt deze gekarakteriseerd als "fase c". De denitrificatiesnelheid ligt tussen 0,2 en 0,5 mg N/g d.s.·h.
2. Denitrificatie met behulp van moeilijk afbreekbare organische verbindingen. Deze denitrificatievorm treedt snel op na de start van denitrificatieproeven, en wordt ook gevonden bij de bepaling van de denitrificerende capaciteit van retourslib. In denitrificatieprofielen is deze denitrificatievorm als "fase b" gekarakteriseerd. In feite is de denitrificatiesnelheid in deze fase een somparameter van endogene denitrificatie en de omzetting van moeilijk afbreekbare organische verbindingen. Het beschikbaar komen van moeilijk afbreekbare organische verbindingen lijkt afhankelijk van de temperatuur. De denitrificatiesnelheid als somparameter ligt tussen 0,5 en 1,2 mg N/g d.s.·h.
3. Denitrificatie met behulp van makkelijk afbreekbare organische verbindingen. Denitrificatiesnelheden van 2 tot 4 mg N/g d.s.·h zijn gebruikelijk bij beschikbaarheid van influent of acetaat. Ook hier geldt dat de gemeten snelheden somparameters zijn waarin endogene denitrificatie en de afbraak van moeilijk afbreekbare verbindingen zijn inbegrepen.

Uit batchproeven met influent blijkt dat de hoeveelheid nitraat die met de maximale snelheid wordt omgezet op dagbasis beperkt is tot 10-30% van de totale hoeveelheid te denitrificeren nitraat (16 uur influentaanvoer per dag). Het resterende deel wordt endogeen en met behulp van moeilijk afbreekbare organische stoffen omgezet. In dit proces lijkt met name de conversie van moeilijk afbreekbare verbindingen naar voor denitrificatie geschikte koolstofbron de snelheidsbeperkende factor. De over-all denitrificatiesnelheid kan worden berekend door uit te gaan van 20% snelle denitrificatie met makkelijk afbreekbaar BZV en 80% denitrificatie met moeilijk afbreekbaar BZV. Hieruit volgt een snelheid tussen 1,1 en 1,5 mg N/g d.s.·h bij temperaturen rond 20 °C en met 0,8 - 1,2 mg N/g d.s.·h bij 15 °C.

Tijdens het onderzoek in Emmen is de BZV/N-verhouding in het influent gedaald tot zeer lage waarden. Aan het eind van de zomerperiode bedroeg deze verhouding 1,8 kg BZV/kg N-Kj. Omgerekend naar de BZV/NO₃-N-verhouding in de denitrificatieruimte wordt een factor van 2 tot 2,5 gevonden. Ondanks deze lage verhouding zijn effluentconcentraties van 10,7 mg N_{10r}/l en 8,4 mg N_{10r}/l bereikt in respectievelijk straat 1 en straat 2.

Uit deze proeven blijkt dat ook met lage BZV/N-verhoudingen vergaande denitrificatie mogelijk is. Waarschijnlijk heeft de hoge temperatuur een belangrijke invloed op dit resultaat. Zo verloopt de omzetting van moeilijk afbreekbare verbindingen naar voor denitrificatie geschikt BZV bij hogere temperaturen sneller. Mogelijk treedt in de warme perioden een verdergaande aërobe slibmineralisatie op waardoor een grotere hoeveelheid organische stoffen voor denitrificatie beschikbaar komt.

De batchproeven met acetaat als koolstofbron hebben laten zien dat voor denitrificatie een CZV/N-verhouding van 4-5 nodig is. Van het beschikbare acetaat wordt derhalve 20 tot 40% niet gebruikt als elektronendonoren voor nitraat, maar gebruikt voor processen (celgroei).

Zowel de profielmetingen als de gegevens van de on-linemetingen tonen een toenemende nitraatconcentratie met het afnemen van de ammoniumconcentratie in de proefinstallatie. De hoge nitraatconcentraties in het tweede en derde compartiment doen vermoeden dat eventuele simultane denitrificatie in deze compartimenten hooguit van marginale betekenis is. In dat geval loopt de denitrificatie gelijk op met de ammonificatie in de betreffende compartimenten. In hoeverre in het eerste nitrificatiecompartiment bij hoge recirculatiefactoren sprake is van simultane denitrificatie is niet geheel duidelijk. Het feit dat hier beduidend meer ammonium verdwijnt dan nitraat wordt gevormd kan betekenen dat nitraat wel wordt gevormd maar door simultane denitrificatie verdwijnt. Een andere mogelijkheid is dat in het

eerste compartiment de meeste BZV wordt afgebroken. Voor de slibgroei die hiermee gepaard gaat wordt ammonium opgenomen.

7.3 Recirculatiefactor

Op basis van massabalansen kan worden berekend dat voor een gemiddelde influentsamenstelling (50–60 mg N–Kj/l) een recirculatiefactor tussen 6 en 8 nodig is om te kunnen voldoen aan een effluenteis van 10 mg N_{tot} /l. Hogere recirculatiegebieten leiden slechts tot een beperkt hoger rendement (sterk verminderde meeropbrengst). Toch kan het in situaties met scherpere effluenteisen of hogere stikstof–influentconcentraties nodig zijn om dergelijke hoge recirculatiefactoren toe te passen.

In Emmen leidt het verhogen van $R_f=4$ naar $R_f=8$ tot een duidelijke verlaging van de nitraat–effluentconcentratie. Het daarna verder verhogen tot $R_f=12$ heeft slechts een gering positief effect.

Niet alleen leveren zeer hoge recirculatiefactoren een beperkte meerwaarde op, ook neemt de verstoring van het denitrificatieproces toe met het verhogen van de recirculatiefactor. De verhoogde zuurstofaanvoer met het recirculatiegebiet in de denitrificatieruimte en de verkorte verblijftijd per passage in zowel nitrificatieruimte als denitrificatieruimte blijken hiervoor verantwoordelijk. Zeer hoge recirculatiefactoren (15 tot 25) leiden tot hoge N_{tot} –effluentconcentraties.

Voor een zo goed mogelijke denitrificatie moet worden voorkomen dat een te grote zuurstofvracht met de recirculatiestroom naar de denitrificatieruimte wordt gevoerd. Dit kan worden bereikt door het recirculatiegebiet of de zuurstofconcentratie in deze stroom zo laag mogelijk te houden. Het minimale recirculatiegebiet wordt bepaald door de te recirculeren nitraatvracht.

7.4 Aanvoerfluctuaties

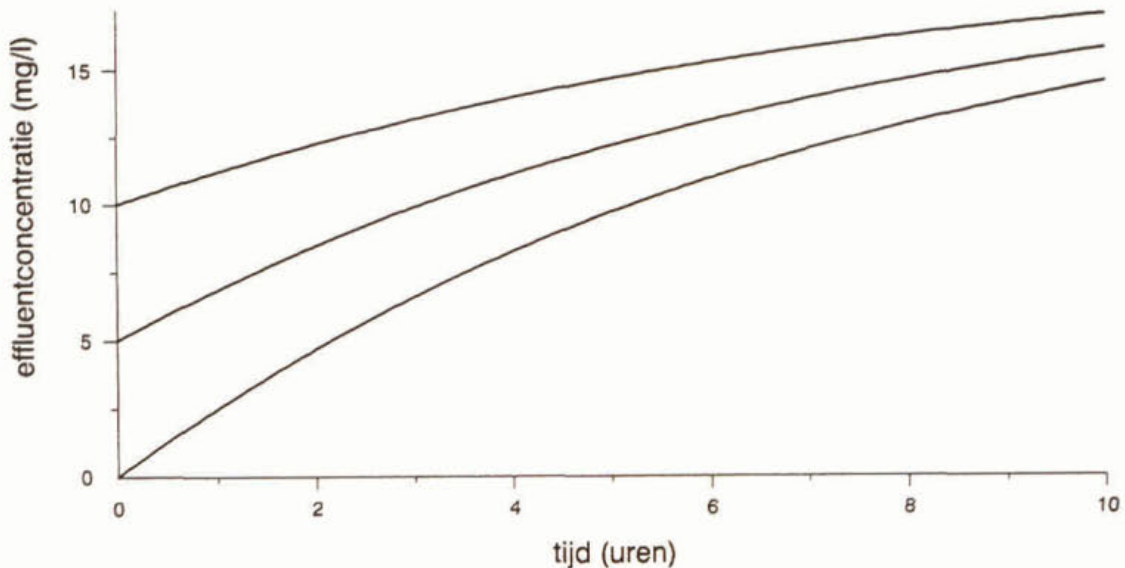
De vracht NH_4 in het effluent wordt in sterke mate bepaald door een tijdelijk gebrek aan nitrificatiecapaciteit op het moment dat veel stikstof met het influent wordt aangevoerd. Tijdens piekaanvoer wordt door de on–line apparatuur een toenemende ammoniumconcentratie in het effluent gemeten. Uit de profielmetingen daarentegen blijkt vaak dat reeds in het tweede nitrificatiecompartiment lage ammoniumconcentraties worden aangetroffen.

Een globale beschouwing over het optreden van ammoniumpieken is de volgende:

- de maximale nitrificatiesnelheid (in met name compartiment 1) bedraagt 2,5 mg N/g d.s.·h (15–20 °C).
- de hoeveelheid aërobe biomassa in de proefinstallatie is $60\% \cdot 10 \text{ m}^3 \cdot 4 \text{ kg d.s./m}^3 = 24 \text{ kg d.s.}$
- de maximale nitrificatiecapaciteit wordt dan $24 \text{ kg d.s.} \cdot 2,5 \text{ g N/kg d.s.} \cdot \text{h.} = 60 \text{ g N/h.}$

Tijdens piekaanvoer komt maximaal 1,4 m^3/h binnen. Bij een gemiddelde influentconcentratie van 62 mg N–Kj/l komt dit overeen met 87 g N/h. Het tekort aan nitrificatiecapaciteit leidt uiteindelijk tot een stijging van de ammonium–effluentconcentratie. De snelheid waarmee de effluentconcentratie stijgt, is afhankelijk van de achtergrondconcentratie in de installatie bij het begin van de piekaanvoer. In figuur 13 is het verloop van de effluentconcentratie weergegeven bij aanhoudende piekaanvoer en op basis van de hierboven beschreven aannames. De drie curves starten elk met een verschillende beginconcentratie. De maximale toename gedurende twee uur piekaanvoer wordt gevonden in de curve die begint in de oorsprong, en bedraagt circa 2,4 mg N/l·h.

De ammoniumconcentratie blijkt in figuur 7 elk uur te stijgen met een snelheid van ruim 1 mg N/l. In figuur 8 wordt per uur een stijging van 2 tot 3 mg/l waargenomen.



Figuur 13. De $\text{NH}_4\text{-N}$ -effluentconcentratie bij aanhoudende piekaanvoer bij drie achtergrondconcentraties (0, 5 en 10 mg/l).

Uit het feit dat de denitrificatie tijdens uren met lage aanvoer afneemt en bij nieuwe aanvoer sterk toeneemt, mag worden geconcludeerd dat denitrificatie veelal een BZV-gelimeerd proces is.

Het ontstaan van een evenredige hoeveelheid nitraat tijdens de afbraak van ammonium in perioden met lage influentiaanvoer wijst op een slechts beperkte endogene denitrificatie.

Geconstateerd is dat bij de onderzochte rwzi's over een etmaal grote variaties optreden in het aanvoerdebiet, die gepaard gaan met sterk variërende vrachten. Tijdens perioden van verhoogde belasting en tegelijkertijd kortere hydraulische verblijftijd neemt de concentratie N-Kj in het effluent toe.

Op het gevarieerde influent-aanbod kan worden ingespeeld door bij piekaanvoer het beluchte volume te vergroten ten koste van het denitrificatievolume. Ook het afvlakken van de pieken door het influent te bufferen in het aanvoerstelsel of in een buffertank zal resulteren in een betere effluentkwaliteit.

7.5 Defosfatering

Gedurende de proefnemingen in Alkmaar en Emmen is biologische defosfatering waargenomen. Dit wijst er op dat, ten minste gedurende een deel van de dag, wordt voldaan aan twee voorwaarden:

- in de denitrificatieruimte komen anaërobe (nitraatloze) perioden of zones voor, en
- in deze periode zijn vluchtige vetzuren voorhanden.

Het optreden van nitraatloze perioden of zones geeft aan dat het denitrificatievolume periodiek overcapaciteit bezit. Bovendien komen eenvoudig afbreekbare verbindingen ten goede aan een ander proces dan denitrificatie.

De biologische defosfatering tijdens de proefnemingen is opgetreden als "bijproduct", omdat in principe eenvoudig afbreekbaar BZV en vetzuren eerst ten goede komen aan denitrificatie. Kennelijk zijn vetzuren juist beschikbaar als er weinig nitraat is.

Het spontane voorkomen van biologische defosfatering bij voordennitrificatie geeft aan dat ook gerichte biologische defosfatering in de hoofdstroom door het voorschakelen van een anaërobe ruimte een reële optie is.

Opvallend is dat met name in Emmen hoge P-gehalten in het slib zijn waargenomen, waar de BZV/N-verhouding in het influent laag was. Het hoge vetzuurgehalte in het influent (ca. 100 mg/l) en de hoge temperaturen (20 °C) zullen hierbij een belangrijke rol spelen.

7.6

Dimensioneringsmethode

Van de bestaande dimensioneringsmethoden beschrijft het IAWPRC actief-slibmodel het meest nauwkeurig de processen die een rol van betekenis spelen in een actief-slibstelsel. Het grote aantal op te geven parameters beperkt echter de praktische bruikbaarheid van het model voor het ontwerp van rwzi's. Met name als de samenstelling van het influent niet bekend is, betekent dit een belangrijke beperking. Voor het optimaliseren van de bedrijfsvoering van een bestaande rwzi kan een dynamische simulatie een belangrijk hulpmiddel zijn.

Voor dimensionering kan vooralsnog het beste gebruik worden gemaakt van het statische HSA-model. Het gebruik van overzichtelijke algoritmen maakt het model praktisch en eenvoudig toepasbaar. Aandacht moet worden gegeven aan de juiste (benadering) van de in te voeren parameters. In vergelijking met het IAWPRC-model zijn de benodigde waarden van in te voeren parameters gemakkelijker vast te stellen.

De uitkomsten bieden een goed startpunt voor de benodigde volumes, maar moeten kritisch worden beschouwd op basis van Nederlandse ervaringscijfers en "gezond verstand". Het toetsen van de voorspelde slibproductie, de optredende nitrificatie- en denitrificatiesnelheden, en de resulterende BZV- en N-belastingen aan de praktijk maakt daar onderdeel van uit.

8 ONTWERPAANBEVELINGEN

Op basis van de resultaten van het uitgevoerde onderzoek kan een aantal aanbevelingen worden gegeven voor het ontwerp van voordennitrificatiesystemen. In dit hoofdstuk worden in het kort de hoofdlijnen voor de belangrijkste parameters en uitvoeringsvormen beschreven.

8.1 Dimensioneringsmethode

De interactie van heterotrofe en autotrofe zuivering van afvalwater kan nauwkeuriger in beeld worden gebracht met een meer geavanceerde berekeningswijze. De momenteel best toepasbare methode is de HSA-methode. Deze maakt gebruik van de belangrijkste procesfactoren en is relatief eenvoudig. Zoals bij elke toepassing van dimensioneringsrichtlijnen moet men ook hier bedenken dat de voorspellende waarde beperkt is. De samenstelling van afvalwater en biomassa, en de interactie tussen beide factoren kunnen niet exact worden beschreven. De uitkomsten van de modelberekeningen moeten daarom kritisch worden beschouwd en getoetst aan praktijkgegevens (resulterende belastingen, snelheden e.d.).

Voor een goed gebruik van de HSA-methode is het van belang dat men beschikt over influentgegevens: BZV-vracht (eventueel uitgedrukt in makkelijk en moeilijk afbraakbaar BZV), NKj-vracht, gemiddeld dagdebiet, maximale DWA-debiet, inerte zwevende-stofvracht, en ontwerp temperatuur.

8.2 Recirculatie

Uit de proeven is gebleken dat de meest geschikte recirculatiefactor rond 8 ligt. Deze waarde kan variëren met de stikstof-influentconcentratie en de effluenteis. Voor afvalwater met een gemiddelde samenstelling wordt dit bevestigd, wanneer wordt gerekend met massabalansen. Het toepassen van hogere recirculatiefactoren leidt slechts tot een marginaal hogere nitraatverwijdering. Daarnaast moet bij het toepassen van hogere recirculatiestromen rekening worden gehouden met een verstoring van de denitrificatie als gevolg van een verhoogde terugvoer van zuurstof naar de denitrificatieruimte.

8.3 Inrichting van de actief-slibruimte

8.3.1 Denitrificatieruimte

Aanbevolen wordt de denitrificatieruimte uit te voeren als een propstroomsysteem. Twee uitgangspunten liggen hieraan ten grondslag:

- door propstroom is de initiële verdunning van influent aan het begin van de anoxische ruimte het geringst, wat resulteert in hogere omzettingssnelheden;
- propstroomuitvoering schept de mogelijkheid eventueel aan het eind van het denitrificatiecompartiment additioneel te beluchten zonder de denitrificatie (sterk) te verstoren.

8.3.2 Nitrificatieruimte

Op basis van de nitrificatiesnelheden kan de nitrificatieruimte worden uitgevoerd als omloopsysteem of als propstroomsysteem. De snelheid is immers in veel mindere mate afhankelijk van de substraatconcentratie. Wel moet rekening worden gehouden met de voorkeur om de recirculatiestroom dáár weg te nemen waar de zuurstofconcentratie laag is, omdat een te grote zuurstofvracht naar de denitrificatieruimte de denitrificatie verstoort. Bij een propstroomsysteem kan aan het eind van de nitrificatieruimte een lagere zuurstofconcentratie worden gehanteerd.

8.3.3 *Recirculatievoorziening*

In bestaande voordennitrificatiesystemen zijn drie mogelijkheden voor het realiseren van recirculatie toegepast:

- open verbindingen tussen nitrificatie- en denitrificatieruimten, eventueel voorzien van een voortstuwer voor stroming.
Voordelen zijn de afwezigheid van externe leidingen en pompen, en de lage kosten voor het handhaven van recirculatie; nadeel de minder beïnvloedbare recirculatiefactor.
- externe recirculatie door goten of leidingen met behulp van vijzels of pompen.
Voordelen zijn de goede controleerbaarheid van de recirculatiestroom en de mogelijkheid tot propstroomuitvoering.
Nadelig zijn de in het algemeen hoge kosten voor het handhaven van een groot recirculatie-debiet. Bij het gebruik van vijzels moet rekening worden gehouden met extra zuurstofinslag.

8.4 Flexibiliteit

De grote variaties in de influentaanvoer vereisen voor vergaande stikstofverwijdering een flexibele installatie. Deze flexibiliteit kan in hoofdzaak worden bereikt door het tijdelijk vergroten van de nitrificatiecapaciteit en het variëren van de recirculatie.

In perioden van piekaanvoer (DWA_{max}) is behoefte aan een grotere nitrificatiecapaciteit. Deze kan worden bereikt door het zuurstofgehalte in de nitrificatieruimte te verhogen. Ook kan de nitrificatiecapaciteit worden vergroot door toename van het aërobe volume. Het beluchten van een deel van de denitrificatieruimte is hiervoor een mogelijkheid.

Tijdens perioden van influentaanvoer verloopt de denitrificatie snel. Door de snellere denitrificatie komt potentieel een deel van de denitrificatieruimte ter beschikking voor nitrificatie.

Op uren van lage influentaanvoer hoeft niet meer nitraat naar de denitrificatieruimte gevoerd te worden dan door endogene denitrificatie in een verblijftijd kan worden afgebroken.

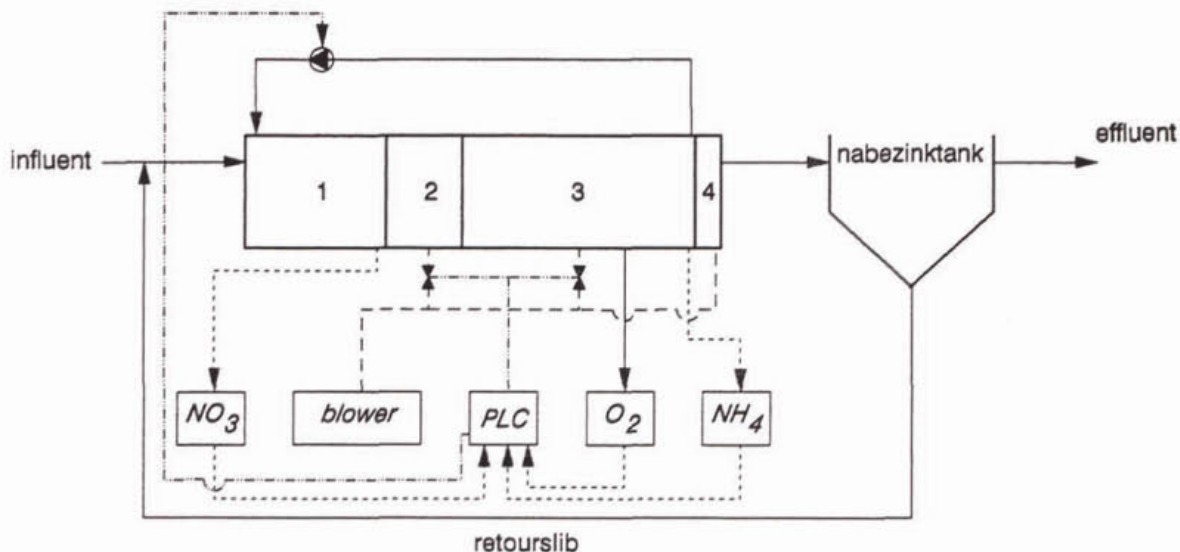
8.5 Meet- en regelsystemen

Het voordennitrificatiesysteem kan worden geoptimaliseerd door flexibel in te spelen op wisselende aanvoer van influent en vuilvracht.

Uit de onderzoeken is gebleken dat met een on-line meet- en regelsysteem actuele informatie wordt verkregen waarmee processturing kan worden gerealiseerd. Een voorbeeld van een voordennitrificatiesysteem met vergaande meet- en regelvoorzieningen is gegeven in figuur 14. Afhankelijk van de lokale omstandigheden waar dit meet- en regelsysteem wordt toegepast is een verdere optimalisatie ervan denkbaar.

De installatie bestaat uit een voordennitrificatieruimte in propstroomuitvoering gevolgd door een nitrificatieruimte (eveneens propstroom). In het laatste denitrificatiecompartiment zijn mogelijkheden voor beluchting opgenomen die kunnen worden ingeschakeld als de nitrificatiecapaciteit in de aëratieruimte tekort schiet.

In de nitrificatieruimte zijn drie zuurstofmeters opgenomen. Hiermee kan een optimaal zuurstofprofiel worden gehandhaafd in de nitrificatieruimte. De beluchting in het laatste compartiment wordt normaal geminimaliseerd om de terugvoer van zuurstof naar de denitrificatieruimte te beperken. Om te voorkomen dat in de nabezinktank anaërobe condities optreden wordt de stroom naar de nabezinking kort nabelucht.



- 1 = denitrificatieruimte
- 2 = facultatieve denitrificatie/nitrificatieruimte
- 3 = nitrificatieruimte
- 4 = nabeluchting

Figuur 14. Voordenitrificatiesysteem met meet- en regelsystemen.

De regelwaarden van de drie zuurstofmeters worden bepaald aan de hand van de meetresultaten van een on-line ammonium- en nitraatmeter. De ammoniummeter wordt in de afloop van de nitrificatieruimte geplaatst. De nitraatmeter neemt monsters uit het laatste denitrificatiecompartment. Om de aanwezigheid van nitraat in een anoxische zone vast te stellen kan ook gebruik worden gemaakt van redoxmeting.

Het recirculatiedebiet wordt verlaagd op basis van de nitraatmeting. Met name in perioden met lage aanvoer zal denitrificatie als gevolg van een gebrek aan BZV langzaam verlopen. Indien de nitraatmeter een te hoge nitraatconcentratie meet, is de nitraat-terugvoer groter dan de afbraak en wordt de recirculatie verlaagd. Als de nitraatconcentraties langere tijd dalen tot nul, wordt de recirculatiestroom weer opgevoerd.

Om te voorkomen dat het systeem te traag reageert op aanvoerpieken wordt een sturing opgenomen die het recirculatiedebiet verhoogt als de influentvrijzels, na een bepaalde wachttijd, worden ingeschakeld.

Het globale regelschema staat vermeld in tabel 24.

Tabel 24. Globaal regelschema voor een voordenitrificatiesysteem met meet- en regelsysteem.

concentratie		NH ₄	NO ₃	actie
als O ₂ => min	-	hoog	laag	--> O ₂ -concentratie omhoog
als O ₂ = max	-	hoog	laag	--> meer belucht volume
als O ₂ => min	-	hoog	hoog	--> O ₂ -concentratie omhoog, recirculatie omlaag
als O ₂ = max	-	hoog	hoog	--> meer belucht volume, recirculatie omlaag
als O ₂ < max	-	laag	hoog	--> anoxische nitrificatieruimte
als O ₂ = max	-	laag	hoog	--> recirculatie omlaag
als O ₂ > min	-	laag	laag	--> O ₂ -concentratie omlaag
als O ₂ = min	-	laag	laag	--> geen actie

LITERATUUR

1. Schlegel, S., Bemessung und Ergebnisse von Belebungsanlagen mit Nitrifikation und vorgeschalteter Kaskadendenitrifikation, *Wasser - Abwasser*, 128 (1987) pp. 422-431.
2. Ludzak, F.J. en M.B. Ettinger, Controlling operation to minimize activated sludge effluent nitrogen, *Journal WPCF*, 33 (1962) pp. 920-931.
3. la Cour Jansen, J., Danish design practise for nitrogen removal, *Design for nitrogen removal and guarantees for aeration*, Part of the proceedings of a workshop Sept. 9 and 10 1991, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Technische Universität Braunschweig, Volume 50E (1991) ISSN 0934-9731.
4. Koot, A.J.C., *Behandeling van Afvalwater*, Uitgeverij Waltman Delft (1980) ISBN 90 212 3076 3.
5. STOWA, *Handboek Stikstofverwijdering*, Utrecht (1993).
6. Trentelman, C.C.M., *Statistische verwerking van effluentgegevens van Nederlandse afvalwaterzuiveringsinstallaties; Dimensioneringsrichtlijnen*, DHV 4-5107-04-36 (1981).
7. STORA, *Keuze en kosten van rioolwaterzuiveringsinrichtingen als functie van effluenteisen*, Den Haag, nr. 88-02 (1988).
8. Weesendorp, P.P., *Het afleiden van procestechnologische relaties uit bedrijfsgegevens van rwzi's*, Lelystad RWZI 2000, nr. 90-04 (1990).
9. Kayser, R., Berechnungen zur Nitrifikation, *Kläranlagen zur Stickstoffelimination und Garantien für Belüftung*, Fachtagung am 09. und 10.09.1991 in Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Technische Universität Braunschweig, Heft 50 (1991) ISSN 0934-9731.
10. Böhnke, B., Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung, Ergebnisse eines Erfahrungsaustausches der Hochschulen, *Korrespondenz Abwasser*, 37 (1989) pp. 1047-1061.
11. Ein Regelwerk der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. (ATV), *Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnerwerten*, ATV A131 (1991).
12. Abeling, U. et al, Bemessung von Kläranlagen zur Stickstoffelimination, Vergleich ATV A 131 - Ansatz der Hochschulegruppe (HSG): Gemeinsamkeiten, Unterschiede, Unsicherheiten., *Korrespondenz Abwasser*, 38 (1991) 2, pp. 222-227.
13. Dold, P.L. en G.v.R. Marais, Evaluation of the general activated sludge model proposed by the IAWPRC Task Group, *Wat. Sci. Tech.*, 18 (1986) pp. 63-89.

BEGRIPPEN- EN AFKORTINGENLIJST

Aërobe stikstofbelasting	= vracht gereduceerde stikstofverbindingen die dagelijks wordt toegevoerd per kilogram biomassa in het aërobe deel van de installatie (kg N/kg d.s.·d).
Alternerende beluchting	= systeem waarin twee of meer bassins elkaar afwisselen in beluchte en niet-beluchte bedrijfsvoering.
Anoxisch	= redoxstoestand waarbij geen zuurstof maar wel nitraat aanwezig is.
Ammonificatie	= omzetting van organisch gebonden stikstof in ammonium.
BZV	= Biologisch Zuurstofverbruik; maat voor het zuurstofverbruik door organismen voor de afbraak van organische verbindingen, bepaald volgens een omschreven meetmethode.
BZV-belasting	= BZV-vracht die dagelijks wordt toegevoerd aan de installatie uitgedrukt per kilogram biomassa (kg BZV/kg d.s.·d), en betrokken op alle biomassa in het systeem.
CZV	= Chemisch Zuurstofverbruik; maat voor het zuurstofverbruik voor de afbraak van organische verbindingen met behulp van een omschreven chemische oxydatiemethode.
CZV'	= reductie-equivalenten van biologisch afbreekbare organische verbindingen.
Denitrificatie	= omzetting van nitraat in gasvormige stikstofverbindingen.
Denitrificatiecapaciteit	= totale hoeveelheid nitraat die per tijdseenheid door het systeem kan worden omgezet in gasvormige stikstofverbindingen (mg N/h).
Denitrificatierendement	= hoeveelheid gedenitrificeerd nitraat per hoeveelheid aangevoerd nitraat (%).
Denitrificatiesnelheid	= hoeveelheid in gasvormig stikstof omgezet nitraat per gram biomassa per uur (mg NO ₃ -N/g d.s.·h).
Elektronen-acceptor	= Chemische verbinding die in een redox-reactie elektronen opneemt, in dit rapport veelal nitraat en zuurstof.
Elektronen-donor	= Chemische verbinding die in een redox-reactie elektronen afstaat, in dit rapport veelal organische verbindingen (BZV, CZV en CZV').
Ga	= droge-stofgehalte in actief-slibcompartimenten.
Intermitterende beluchting	= systeem waarin de beluchting periodiek wordt in- of uitgeschakeld.
k	= BZV-belasting (kg BZV/kg d.s.·d).
Kjeldahlstikstof	= som van organisch gebonden stikstof en ammonium.
Monod-kinetiek	= rekenmethode die de groei van micro-organismen beschrijft.
N-Kj	= Kjeldahl-stikstof.
Nitraatademhaling	= oxydatie van organische verbindingen met nitraat als elektronenacceptor.
Nitrificatie	= autotrofe omzetting van gereduceerde stikstofverbindingen naar nitriet of nitraat.
Nitrificatiecapaciteit	= totale hoeveelheid gereduceerde stikstofverbindingen die per tijdseenheid door het systeem kan worden omgezet in nitriet of nitraat (mg N/h).
Nitrificatiesnelheid	= hoeveelheid in nitraat omgezet gereduceerd stikstof per gram biomassa per uur (mg N/g d.s.·h).
NO ₃	= nitraat.
N _{tot}	= totaal-stikstof, som van N-Kj, nitraat en nitriet.
Recirculatiefactor	= verhouding van recirculatie-debiet op influent-debiet op uurbasis, waarbij het retour-slib-debiet niet in het recirculatie-debiet wordt betrokken.

Recirculatiestroom	= waterstroom die vanuit de nitrificatieruimte naar de denitrificatieruimte wordt geleid.
RWZI	= rioolwaterzuiveringsinrichting
Rf	= recirculatiefactor.
Simultane denitrificatie	= in de nitrificatieruimte optredende denitrificatie door het ontstaan van anoxische condities in de slibvlok.
Slibbelasting	= substraatvracht die dagelijks wordt toegevoerd aan de installatie uitgedrukt per kilogram biomassa (kg S/kg d.s.-d).
Snelheidmetingen	= metingen om de nitrificatie- en denitrificatiesnelheid vast te stellen.
Stikstofbelasting	= stikstofvracht die dagelijks wordt toegevoerd aan de installatie uitgedrukt per kilogram biomassa (kg N/kg d.s.-d).



Bijlage 1. Influentgegevens, instellingen en resultaten van de verschillende onderzoeksperiodes.

Tabel A. Influentgegevens, instellingen en resultaten Alkmaar straat 1.

periode dag straat 1	a		b		c		
	40 l/m gem	82 std	83 l/m gem	119 std	120 l/m gem	143 std	
debiet	11,2 ±	1,7	11 ±	2,2	12 ±	2,4	m ³ /d
slibbelasting	0,049 ±	0,01	0,048 ±	0,01	0,044 ±	0,01	kgBZV/kg ds.d
droge- stofgehalte	4,2 ±	0,6	3,9 ±	0,3	3,9 ±	0,3	kg/m ³
temperatuur	7,4 -	14,1	13,2 -	16,8	14,7 -	18,3	°C
SVI	134 ±	15	173 ±	28	173 ±	16	ml/g
recirculatie debiet	4		10		20		m ³
recirculatiefactor1	8,3 ±	1,9	22,4 ±	7,6	41,2 ±	7,4	-
retourslibdebiet	1,4		1,4		1,4		m ³ /h
O2- setpoint dag	1,5 ±	0,5	0,4 ±	0,1	1,3 ±	0,7	mg/l
O2- setpoint nacht	0,6 ±	0,3	0,4 ±	0,1	0,9 ±	0,2	mg/l
influent							
CZV	490 ±	59	450 ±	77	510 ±	168	mg/l
BZV	184 ±	26	169 ±	41	157 ±	31	mg/l
NKj	68 ±	8	66 ±	9	70 ±	8	mg/l
P- tot	9,4 ±	1,2	8,7 ±	1,4	8,9 ±	1,2	mg/l
BZV/N- verhouding	2,7		2,6		2,2		-
pH	7,7 ±	0,2	7,6 ±	0,2	7,8 ±	0,1	-
alkaliteit	4,6 ±	0,7	3,7 ±	0,4	3,9 ±	0,6	meq/l
vetzuren	107 ±	22	100 ±	30	89 ±	27	mg HAc/l
droge- stofgehalte	104 ±	37	100 ±	56	129 ±	62	mg/l
gloei-rest	22 ±	9	27 ±	13	39 ±	19	mg/l
denitrificatie ruimte							
NH ₄ - N	7,6 ±	2,7	4 ±	3,2	10,9 ±	6,8	mg/l
NO ₃ - N	4,9 ±	2,4	11 ±	9,1	1,3 ±	1,4	mg/l
effluent							
CZV	73 ±	18	80 ±	33	75 ±	64	mg/l
BZV	8,9 ±	3,8	8,3 ±	7,4	6,8 ±	8,6	mg/l
NKj	9,5 ±	4,4	5,4 ±	3,1	18,3 ±	9,3	mg/l
NO ₃ - N	6,7 ±	2,8	13,3 ±	6,4	3,8 ±	3,2	mg/l
N- tot	16,1 ±	4,2	18,8 ±	6,4	22 ±	7,3	mg/l
P- tot	3,6 ±	2,1	5,7 ±	1,8	4,4 ±	2,5	mg/l
pH	7,6 ±	0,2	7,5 ±	0,1	7,5 ±	0,2	-
alkaliteit	2,6 ±	0,7	1,5 ±	0,3	2,2 ±	0,4	meq/l
droge- stofgehalte	17,9 ±	14	25,7 ±	20	24,9 ±	40	mg/l
rendement							
CZV	85		82		85		%
BZV	95		95		96		%
NKj	86		92		74		%
N- tot	76		72		69		%
P- tot	62		34		51		%

Tabel B. Influentgegevens, instellingen en resultaten Alkmaar straat 2.

periode dag	a		b		c		d		
	33 t/m gem	59 std	60 t/m gem	96 std	97 t/m gem	119 std	120 t/m gem	143 std	
debiet	11,8 ±	2,4	16,2 ±	3,1	20 ±	8,8	15 ±	2,9	m3/d
slibbelasting	0,06 ±	0,02	0,071 ±	0,02	0,072 ±	0,02	0,052 ±	0,01	kgBZV/kg ds.d
droge- stofgehalte	3,6 ±	0,6	4,3 ±	0,5	4 ±	0,3	4,1 ±	0,3	kg/m3
temperatuur	7,3 -	12	8,9 -	14,2	13,3 -	16,6	15,4 -	18,4	°C
SVI	145 ±	22	144 ±	17	214 ±	19	193 ±	13	ml/g
recirculatiedebiet	4		4		10		20		m3
recirculatiefactor1	8,4 ±	1,3	6,2 ±	1,4	13,1 ±	2,6	32,9 ±	4,3	-
retourslibdebiet	1,4		1,4		1,4		1,4		m3/h
O2- setpoint dag	1,5 ±	0,3	2 ±	0,3	1,9 ±	0,1	1,9 ±	0,4	mg/l
O2- setpoint nacht	0,9 ±	0,2	1,3 ±	0,5	0,7 ±	0,2	0,6 ±	0,2	mg/l
influent									
CZV	446 ±	45	527 ±	42	390 ±	132	510 ±	168	mg/l
BZV	185 ±	30	192 ±	29	161 ±	39	157 ±	31	mg/l
NKj	64 ±	8	69 ±	8	66 ±	10	70 ±	8	mg/l
P- tot	9,2 ±	0,7	9,6 ±	1,2	8,4 ±	1,3	8,9 ±	1,2	mg/l
BZV/N- verhouding	2,9 ±	2,8	2,4 ±	2,2					-
pH	7,7 ±	0,2	7,6 ±	0,2	7,8 ±	0,1			-
alkaliteit	4,8 ±	0,6	4,1 ±	0,7	3,7 ±	0,5	3,9 ±	0,6	meq/l
vetzuren	108 ±	29	106 ±	25	99 ±	28	89 ±	27	mg HAc/l
droge- stofgehalte	77 ±	52	100 ±	20	99 ±	67	129 ±	62	mg/l
gloeirest	23 ±	10	23 ±	8	22 ±	19	39 ±	19	mg/l
denitrificatie ruimte									
NH4- N	8,7 ±	3	12,4 ±	5,5	6,5 ±	1,8	7,8 ±	3,8	mg/l
NO3- N	3,9 ±	3,3	2,7 ±	2,9	2,2 ±	1,3	1,6 ±	1,3	mg/l
effluent									
CZV	57 ±	11	66 ±	11	67 ±	20	54 ±	9	mg/l
BZV	6,2 ±	1,9	6,9 ±	2,5	7,2 ±	5	4,1 ±	3,4	mg/l
NKj	10,4 ±	2,9	12,9 ±	5,2	8,1 ±	3,6	11,3 ±	4,9	mg/l
NO3- N	4,6 ±	2,3	4,6 ±	1,7	3,9 ±	1,1	2,1 ±	1,1	mg/l
N- tot	15 ±	3,8	17,2 ±	4,8	12 ±	3,5	13,5 ±	4,5	mg/l
P- tot	3,4 ±	0,7	4 ±	0,8	4,7 ±	1	3,5 ±	0,8	mg/l
pH	7,6 ±	0,2	7,5 ±	0,2	7,4 ±	0,1	7,4 ±	0,1	-
alkaliteit	2,5 ±	0,5	2,4 ±	0,7	1,9 ±	0,3	2,1 ±	0,3	meq/l
droge- stofgehalte	10,4 ±	11	16,8 ±	14	23,8 ±	19	12,1 ±	9	mg/l
rendement									
CZV	87		87		83		89		%
BZV	97		96		96		97		%
NKj	84		81		88		84		%
N- tot	77		75		82		81		%
P- tot	63		58		44		61		%

Tabel C. Influentgegevens, instellingen en resultaten Susteren straat 1.

periode dag straat 1	e		f		g		h		
	0 t/m 30 gem	std	31 t/m 70 gem	std	71 t/m 120 gem	std	121 t/m 168 gem	std	
debiet	9,26 ± 7,53		10,71 ± 3,48		14,41 ± 3,96		17,41 ± 5,50		m3/d
slibbelasting	0,028 ± 0,020		0,040 ± 0,017		0,047 ± 0,017		0,051 ± 0,022		kg BZV/kg ds.d
droge- stofgehalte	3,9 ± 0,5		4,1 ± 0,3		4,1 ± 0,3		4,1 ± 0,9		kg/m3
temperatuur	8,5 - 13,3		10,4 - 13,9		10,5 - 15,2		13,1 - 18,7		°C
S.V.I.	145 ± 12		157 ± 14		154 ± 16		136 ± 19		ml/g
recirculatie debiet	3,6 ± 0,6		2,6 ± 0,4		1,4 ± 1,0		on- line meting		m3/h
recirculatie factor	13,2 ± 7,7		5,8 ± 2,6		3,9 ± 0,6		4,0 ± 0,0		-
retourslib debiet	1,3 ± 0,1		0,8 ± 0,3		1,0 ± 0,0		1,0 ± 0,0		m3/h
O2- setpoint dag	0,5 ± 0,2		1,3 ± 1,0		0,9 ± 0,8		on- line meting		mg/l
O2- setpoint nacht	0,6 ± 0,2		1,3 ± 1,0		0,9 ± 0,8		on- line meting		mg/l
influent									
CZV	329 ± 98		375 ± 100		401 ± 136		335 ± 120		mg/l
BZV	122 ± 47		151 ± 45		131 ± 44		119 ± 45		mg/l
Nkj- N	48 ± 16		53 ± 9		52 ± 11		51 ± 11		mg/l
P- tot	8,7 ± 1,7		10,0 ± 1,6		10,5 ± 2,8				mg/l
BZV:N verhouding	2,6		2,8		2,5		2,4		-
pH	7,87 ± 0,19		7,85 ± 0,16		7,62 ± 0,11		7,66 ± 0,14		-
alkaliteit	7,64 ± 1,37		10,24 ± 0,42						meq/l
vetzuren	20 ± 10		14 ± 5		26 ± 31				mg HAC/l
bezinksel	1,5 ± 1,8		2,7 ± 3,1		5,9 ± 5,6		1,8 ± 2,2		ml/l
effluent									
CZV	51 ± 16		58 ± 10		62 ± 21		63 ± 16		mg/l
BZV- atu	6 ± 3		6 ± 2		7 ± 4		7 ± 3		mg/l
Nkj- N	2,7 ± 0,8		14,5 ± 9,1		6,0 ± 2,3		5,5 ± 2,6		mg/l
NH4- N	0,7 ± 0,3		12,3 ± 10,1		3,5 ± 3,0		2,3 ± 1,9		mg/l
NO2- N + NO3- N	26,7 ± 12,0		10,3 ± 8,2		6,9 ± 2,8		6,8 ± 2,5		mg/l
N- tot	25,7 ± 10,4		21,7 ± 9,4		12,8 ± 2,6		12,2 ± 3,2		mg/l
P- tot	6,3 ± 2,6		6,3 ± 0,9		5,7 ± 1,5				mg/l
alkaliteit	3,53 ± 0,47		6,08 ± 1,82						meq/l
droge- stofgehalte	19 ± 11		19 ± 10		20 ± 17		19 ± 11		mg/l
rendement									
CZV	84		84		85		81		%
BZV	95		96		95		94		%
Nkj- N	94		73		88		89		%
N- tot	46		59		75		76		%
P- tot	28		37		45				%

Tabel D. Influentgegevens, instellingen en resultaten Susteren straat 2.

periode dag straat 2	e		f		g		h		
	0 t/m 30 gem	std	31 t/m 65 gem	std	66 t/m 120 gem	std	121 t/m 168 gem	std	
debiet	11,69 ± 8,14		15,74 ± 4,12		17,43 ± 4,42		17,60 ± 5,30		m3/d
slibbelasting	0,037 ± 0,021		0,064 ± 0,019		0,053 ± 0,019		0,050 ± 0,021		kg BZV/kg ds.d
droge- stofgehalte	3,8 ± 0,9		3,6 ± 0,4		4,4 ± 0,5		4,5 ± 0,6		kg/m3
temperatuur	8,5 - 13,3		10,4 - 13,9		10,5 - 15,2		13,1 - 18,7		°C
S.V.I.	144 ± 12		147 ± 9		143 ± 10		136 ± 19		ml/g
recirculatie debiet	3,6 ± 0,6		2,4 ± 0,3		1,5 ± 1,0				m3/h
recirculatie factor	9,0 ± 4,4		3,7 ± 1,5		3,5 ± 0,7		4,5 ± 1,3		-
retourslib debiet	1,3 ± 0,1		0,9 ± 0,3		1,0 ± 0,1		1,0 ± 0,0		m3/h
O2- setpoint dag	0,5 ± 0,2		1,2 ± 0,3		1,4 ± 1,0				mg/l
O2- setpoint nacht	0,6 ± 0,2		1,2 ± 0,3		1,4 ± 1,0				mg/l
influent									
CZV	329 ± 98		357 ± 93		411 ± 134		335 ± 120		mg/l
BZV	122 ± 47		145 ± 44		137 ± 47		119 ± 45		mg/l
Nkj- N	48 ± 16		53 ± 9		52 ± 11		51 ± 11		mg/l
P- tot	8,7 ± 1,7		9,8 ± 1,5		10,6 ± 2,7				mg/l
BZV:N verhouding	2,6		2,8		2,6		2,4		-
pH	7,87 ± 0,19		7,86 ± 0,15		7,63 ± 0,13		7,66 ± 0,14		-
alkaliteit	7,64 ± 1,37		10,24 ± 0,42						meq/l
vetzuren	20 ± 10		14 ± 5		26 ± 31				mg HAc/l
bezinksel	1,5 ± 1,8		1,7 ± 1,0		6,2 ± 5,6		1,8 ± 2,2		ml/l
effluent									
CZV	50 ± 13		61 ± 14		56 ± 13		67 ± 18		mg/l
BZV- atu	6 ± 3		8 ± 4		7 ± 3		8 ± 4		mg/l
Nkj- N	8,0 ± 11,1		14,1 ± 8,1		10,3 ± 5,1		10,7 ± 4,3		mg/l
NH4- N	1,5 ± 2,7		12,6 ± 8,4		7,5 ± 5,2		7,1 ± 4,0		mg/l
NO2- N + NO3- N	23,0 ± 13,5		7,9 ± 4,8		6,3 ± 3,0		6,9 ± 2,9		mg/l
N- tot	29,5 ± 10,6		21,6 ± 6,6		16,6 ± 5,1		17,5 ± 4,8		mg/l
P- tot	6,1 ± 2,3		6,4 ± 1,1		5,9 ± 1,6				mg/l
alkaliteit	3,55 ± 0,55		6,41 ± 0,65						meq/l
droge- stofgehalte	15 ± 12		17 ± 10		13 ± 9		21 ± 15		mg/l
rendement									
CZV	85		83		86		80		%
BZV	95		94		95		93		%
Nkj- N	83		73		80		79		%
N- tot	38		59		68		65		%
P- tot	30		35		44				%

Tabel E. Influentgegevens, instellingen en resultaten Emmen straat 1.

periode dag	j		k		l		m		
	16 t/m 21		22 t/m 40		41 t/m 77		81 t/m 135		
	gem.	std.	gem.	std.	gem.	std.	gem.	std.	
debiet	13,0 ±	0,2	13,6 ±	0,5	18,3 ±	3,5	17,6 ±	4,1	m ³ /d
slibbelasting	0,049 ±	0,000	0,035 ±	0,005	0,042 ±	0,015	0,051 ±	0,028	kg BZV/kg ds.d
droge- stofgehalte	4,0 ±	0,1	4,1 ±	0,2	4,0 ±	0,2	4,1 ±	0,2	kg/m ³
temperatuur	18,9 -	21,0	19,8 -	21,8	19,0 -	22,2	13,9 -	20,2	°C
S.V.I.	212 ±	12	180 ±	8	165 ±	13	186 ±	13	ml/g
recirculatiefactor	4,8 ±	1,6	8,0 ±	0,0	4,0 ±	0,0	12,0 ±	0,0	-
retourslibdebiet	1,0 ±	0,0	1,0 ±	0,0	1,2 ±	0,4	1,4 ±	0,0	m ³ /h
influent									
CZV	361 ±	17	310 ±	34	253 ±	71	334 ±	127	mg/l
BZV	133 ±	6	100 ±	15	90 ±	25	113 ±	43	mg/l
Nkj- N	64 ±	4	55 ±	6	49 ±	9	55 ±	15	mg/l
P- tot	7,0 ±	0,0	6,7 ±	1,2	7,6 ±	1,0	7,9 ±	1,3	mg/l
BZV:N verhouding	2,1		1,8		1,8		2,1		-
pH	7,6 ±	0,1	7,5 ±	0,1	7,5 ±	0,2	7,5 ±	0,2	-
alkaliteit	5,72		4,89 ±	1,01	5,71 ±	0,90	5,00 ±	1,25	meq/l
vetzuren			90 ±	29	102 ±	12	76 ±	29	mg HAc/l
bezinksel	0,5 ±	0,6	1,0 ±	1,4	0,6 ±	0,9	3,8 ±	10,9	ml/l
effluent									
CZV	46 ±	3	54 ±	7	46 ±	7	44 ±	25	mg/l
BZV- atu	9,1 ±	3,5	9,8 ±	2,7	7,7 ±	2,5	8,3 ±	12,2	mg/l
Nkj- N	3,8 ±	0,9	6,2 ±	3,4	4,1 ±	1,7	4,5 ±	3,6	mg/l
NH ₄ - N	1,8 ±	0,8	3,5 ±	2,9	2,0 ±	1,2	1,9 ±	1,5	mg/l
NO ₃ - N	4,9 ±	1,2	3,5 ±	0,7	6,6 ±	1,4	3,7 ±	0,9	mg/l
N- tot	8,7 ±	1,1	9,8 ±	3,9	10,7 ±	2,8	7,9 ±	3,7	mg/l
P- tot			1,2 ±	0,7	3,1 ±	1,5	2,5 ±	2,1	mg/l
alkaliteit	2,42 ±	0,00	1,74 ±	1,08	1,94 ±	0,93	2,40 ±	0,75	meq/l
droge- stofgehalte	9 ±	4	12 ±	4	12 ±	5	9 ±	10	mg/l
rendement									
CZV	87		83		82		87		%
BZV	93		90		92		93		%
Nkj- N	94		89		92		92		%
N- tot	86		82		78		86		%
P- tot			83		59		69		%

Tabel F. Influentgegevens, instellingen en resultaten Emmen straat 2.

periode dag	j		k		l		m		
	16 t/m 21 gem.	std.	22 t/m 40 gem.	std.	41 t/m 77 gem.	std.	81 t/m 135 gem.	std.	
debiet	13,4 ± 0,1		13,7 ± 0,3		17,9 ± 3,3		17,6 ± 4,1		m ³ /d
slibbelasting	0,048 ± 0,000		0,035 ± 0,006		0,040 ± 0,014		0,049 ± 0,026		kg BZV/kg ds.d
droge- stofgehalte	4,0 ± 0,1		4,1 ± 0,2		4,0 ± 0,4		4,1 ± 0,2		kg/m ³
temperatuur	18,9 - 21,0		19,8 - 21,8		19,0 - 22,2		13,9 - 20,2		°C
S.V.I.	183 ± 6		168 ± 8		159 ± 13		189 ± 13		ml/g
recirculatiefactor	9,6 ± 3,2		12,0 ± 0,0		8,0 ± 0,0		8,0 ± 0,0		-
retourslibdebiet	1,0 ± 0,0		1,0 ± 0,0		1,2 ± 0,4		1,4 ± 0,0		m ³ /h
influent									
CZV	361 ± 17		310 ± 34		253 ± 71		334 ± 127		mg/l
BZV	133 ± 6		100 ± 15		90 ± 25		113 ± 43		mg/l
Nkj- N	64 ± 4		55 ± 6		49 ± 9		55 ± 15		mg/l
P- tot	7,0 ± 0,0		6,7 ± 1,2		7,6 ± 1,0		7,9 ± 1,3		mg/l
BZV:N verhouding	2,1		1,8		1,8		2,1		-
pH	7,6 ± 0,1		7,5 ± 0,1		7,5 ± 0,2		7,5 ± 0,2		-
alkaliteit	5,72		4,89 ± 1,01		5,71 ± 0,90		5,00 ± 1,25		meq/l
vetzuren			90 ± 29		102 ± 12		76 ± 29		mg HAC/l
bezinskel	0,5 ± 0,6		1,0 ± 1,4		0,6 ± 0,9		3,8 ± 10,9		ml/l
effluent									
CZV	44 ± 2		49 ± 6		45 ± 8		53 ± 31		mg/l
BZV- atu	9 ± 4		8 ± 2		7 ± 3		11 ± 9		mg/l
Nkj- N	3,6 ± 0,8		3,1 ± 1,4		3,6 ± 1,4		5,7 ± 4,8		mg/l
NH ₄ - N	1,5 ± 0,8		1,3 ± 1,2		1,7 ± 1,0		2,4 ± 2,5		mg/l
NO ₃ - N	3,5 ± 0,5		3,1 ± 0,9		4,8 ± 0,9		4,1 ± 0,9		mg/l
N- tot	7,1 ± 0,7		6,2 ± 2,1		8,4 ± 2,1		9,3 ± 4,6		mg/l
P- tot			1,3 ± 0,7		3,3 ± 0,7		3,2 ± 3,7		mg/l
alkaliteit	2,63		2,33 ± 0,55		2,42 ± 0,48		2,17 ± 0,79		meq/l
droge- stofgehalte	8 ± 4		9 ± 5		10 ± 4		17 ± 19		mg/l
rendement									
CZV	88		84		82		84		%
BZV	93		92		93		90		%
Nkj- N	94		94		93		90		%
N- tot	89		89		83		83		%
P- tot			81		57		59		%

