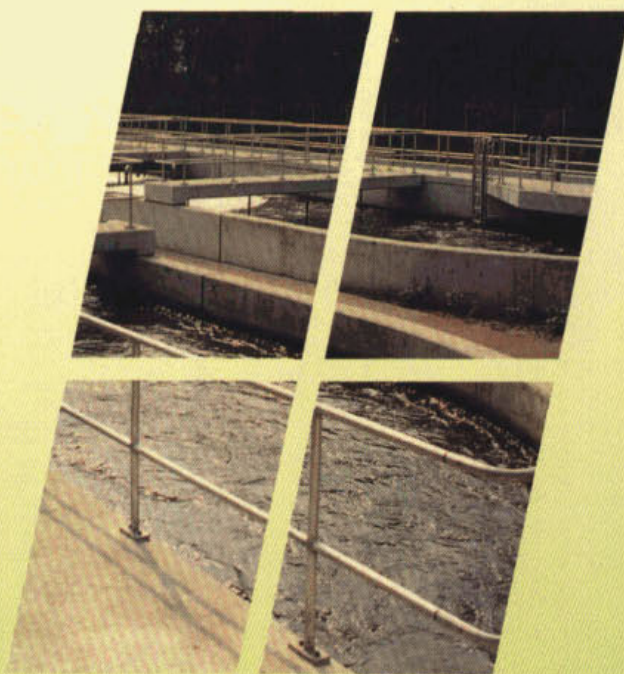


1993-07\_handboek-stikstofverwijdering

# Handboek stikstofverwijdering



Programma PN-1992

**stowa**

# Handboek stikstofverwijdering

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**



<b>Inhoud</b>	<b>blz.</b>
TEN GELEIDE	iv
SAMENVATTING	v
1 INLEIDING	1
2 CHEMIE EN BIOLOGIE VAN DE STIKSTOFVERWIJDERING	3
2.1 Basisprocessen	3
2.2 Kinetiek van biomassagroei	3
2.2.1 Algemene kenmerken van micro-organismen	3
2.2.2 Kinetiek	4
2.2.3 Milieufactoren	4
2.3 Ammonificatie	5
2.4 Nitrificatie	5
2.4.1 Biochemie en kinetiek van de nitrificatie	5
2.4.2 Invloed van milieufactoren op de nitrificatie	8
2.5 Denitrificatie	9
2.5.1 Biochemie en kinetiek van de denitrificatie	10
2.5.2 Invloed van milieufactoren op denitrificatie	10
2.6 Kinetiek van de N-totaalverwijdering in actief-slib	11
2.6.1 Omzettingssnelheden	12
2.6.2 Inbouw van stikstof in celmateriaal	14
2.6.3 Biomassa-dynamica	14
2.7 Afwijkende omzettingsprocessen	16
3 SYSTEEMBENADERING VAN DE STIKSTOFVERWIJDERING	17
3.1 Dimensionering van de N-verwijdering	17
3.1.1 Dimensioneringsmethoden op basis van de slibbelasting	17
3.1.2 Methode van Kayser (slibleeftijd)	18
3.1.3 Methode van de Duitse universiteiten (HSA)	19
3.1.4 Methode van de ATV ('Arbeitsblatt' A 131)	20
3.2 Evaluatie van de dimensioneringsmethoden	20
3.3 IAWPRC actief-slibmodel	21
3.4 Toepassing van de HSA-dimensioneringsmethode bij zuiveringssystemen	23
3.4.1 Invloed van de procesconfiguratie en recirculatie	23
3.4.2 Influentaigenschappen	26
3.4.3 Invloed van voorbezinking	28
3.4.4 Effluentsamenstelling	28
3.4.5 Dimensionering in relatie tot temperatuurpatroon	29
3.5 keuzestrategie	29
3.6 Interacties met andere processen	33
4 OPTIMALISATIE VAN DE N-VERWIJDERING IN AERATIECIRCUITS	35
4.1 Bestaande situatie bij aëratiecircuits	35
4.2 Optimalisatie van aëratiecircuits	36
4.2.1 Simultane nitrificatie en denitrificatie	36
4.2.2 Aërobe en anoxische zones	38
4.2.3 Aëroob/anoxisch alterneren in de tijd	39
4.3 Praktijkervaringen met N-totaaloptimalisatie in aëratiecircuits	40
4.4 Praktische aspecten bij de optimalisatie in circuits	41
5 OPTIMALISATIE VAN DE N-VERWIJDERING IN EENTRAPS ACTIEF-SLIBINSTALLATIES	43
5.1 Bestaande situatie bij actief-slibinstallaties	43
5.1.1 Algemeen	43

5.1.2	Resultaten van de N-verwijdering	43
5.2	Optimalisatiemogelijkheden voor actief-slibinrichtingen	44
5.2.1	Berekening van het benodigd volume	44
5.2.2	Procesconfiguraties	44
5.3	Voordenitrificatie	45
5.3.1	Principe van voordenitrificatie	45
5.3.2	Praktijkervaringen met voordenitrificatie	48
5.3.3	Inpassing van voordenitrificatie in de bestaande installaties	49
5.4	Cascade-denitrificatie	50
5.4.1	Principe van de cascade-schakeling	50
5.4.2	Praktijkervaringen met cascadesystemen	51
5.4.3	Inpassing in bestaande actief-slibinstallaties	52
5.5	Intermitterend beluchten	53
5.5.1	Principes van intermitterend beluchten	53
5.5.2	Praktijkervaringen met intermitterend beluchten	53
5.5.3	Praktische aspecten van intermitterend beluchten	53
5.6	Bio-Denitro	54
5.6.1	Algemeen	54
5.6.2	Praktijkervaringen met Bio-Denitro	55
5.6.3	Praktische aspecten van Bio-Denitro	57
6	OPTIMALISATIE VAN N-VERWIJDERING IN TWEETRAPS ACTIEF-SLIBSYSTEMEN	58
6.1	Bestaande situatie bij twee-trapsinstallaties	58
6.1.1	Algemeen	58
6.1.2	Resultaten van de N-verwijdering	58
6.2	Optimalisatie van de stikstofverwijdering in tweetraps actief-slib-installaties	59
6.2.1	Vergroting van de nitrificatiecapaciteit	59
6.2.2	Verbetering van de denitrificatie in tweede trap	59
6.2.3	Voordenitrificatie in de eerste trap	60
6.2.4	Nageschakelde denitrificatie	60
6.3	Praktijkervaringen met tweetraps actief-slibinstallaties	60
6.3.1	Enkele praktische aspecten	62
7	OPTIMALISATIE VAN N-VERWIJDERING BIJ OXYDATIEBEDINSTALLATIES	63
7.1	Bestaande situatie bij oxydatiebedinstallaties	63
7.2	Optimalisatie van de N-verwijdering in oxydatiebedinstallaties	64
7.2.1	BZV-verwijdering in oxydatiebedden	64
7.2.2	Nitrificatie in oxydatiebedden	64
7.2.3	Denitrificatie in oxydatiebedden	66
7.2.4	Ombouw tot actief-slibinstallaties	66
8	N-VERWIJDERING IN SLIB-OP-DRAGERSYSTEMEN	67
8.1	Inleiding	67
8.2	Reactorconcepten	67
8.2.1	Wervelbedreactor	67
8.2.2	Airlift	68
8.2.3	Biofor	69
8.2.4	Nitrazur	69
8.2.5	Biocarbone	69
8.2.6	Linpor	69
8.2.7	Denitrificatie in filterbedden	70
8.3	Praktijkervaring met slib-op-dragersystemen	70
8.4	Evaluatie	71
9	INTERACTIES TUSSEN N- EN P-VERWIJDERING	73
9.1	Inleiding	73



9.2	Interactie met chemische defosfatering	73
9.3	Interactie met biologische defosfatering	74
9.4	Interactie met licht-slibbestrijding	75
9.5	Interactie met slibverwerking	75
10	MEET- EN REGELSYSTEMEN	77
10.1	Inleiding	77
10.2	Monsternameapparatuur	77
10.3	Meetapparatuur	77
10.3.1	Ammoniummeting	77
10.3.2	Nitraat- en nitrietmeting	78
10.3.3	Redoxpotentiaalmeting	78
10.3.4	O <sub>2</sub> -minimator	79
10.4	Processturing	80
10.5	Praktijkervaring met meetapparatuur	82
11	FYSISCH-CHEMISCHE N-VERWIJDERING	84
11.1	Inleiding	84
11.2	Selectieve ionenwisseling	84
11.3	Strippen	85
11.4	Breekpuntchlorering	85
11.5	MAP-proces	86
12	REFERENTIES	88
	AFKORTINGENLIJST	93
	Bijlage 1: N-verwijdering in praktijkinstallaties in relatie tot slibbelasting.	97
	Bijlage 2: Dimensionering van eentraps-actiefslibinstallaties volgens Kayser.	102
	Bijlage 3: Dimensionering volgens "Hochschulansatz" (HSA).	105
	Bijlage 4: Voorbeeldberekeningen met HSA-methode.	110
	Bijlage 5: Procesparameters IAWPRC-model.	113
	Bijlage 6: Berekeningsvoorbeeld voor de bepaling van de ontwerptemperatuur.	114
	Bijlage 7: Berekening van de recirculatiefactor met behulp van een massabalans.	118

## Ten geleide

In 1990 werd het STORA-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 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.

In dit kader paste het opstellen van een handboek stikstofverwijdering dat de laatste stand van de technieken geeft voor de verwijdering van stikstof op rwzi's voor de Nederlandse situatie. Het thans voorliggende handboek biedt een bundeling van de beschikbare kennis van de basisprocessen van de stikstofverwijdering, hun kinetiek en hun uitvoeringsvormen in de praktijk, terwijl het handboek ook ingaat op richtlijnen voor de dimensionering en het ontwerp van zuiveringsystemen met  $N_{\text{tot}}$ -verwijdering.

De werkzaamheden werden door het algemeen bestuur van de STOWA - op voorstel van de Stuurgroep PNS 1992\* - opgedragen aan Witteveen en Bos Raadgevende Ingenieurs te Deventer (projectteam bestaande uit ir. P. de Jong, ir. F.A. Visser en ir. C.P. Petri).

De totstandkoming van het handboek werd begeleid door het STOWA-praktijkplatform "P- en N-verwijdering", waarin technologen van alle waterkwaliteitbeherende deelnemers in de STOWA zitting hadden.

Utrecht, september 1993

De directeur van de STOWA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

- De Stuurgroep PNs 1992 die tot dit project adviseerde, bestond uit:  
ir. R. den Engelse (voorzitter), ir. J. Boschloo, ir. C. Kerstens, ir. K.F. de Korte, ir. T. Meijer, ir. P.C. Stampertius, alsmede ir. A.H. Dirkwager voor de coördinatie met het programma RWZI - 2000. Als technisch secretaris treedt op ir. P. de Jong van Witteveen + Bos Raadgevende Ingenieurs.



## SAMENVATTING

Volgens de stikstof-AMvB worden scherpe eisen gesteld aan de N-totaalverwijdering, waarbij ondermeer voor nieuwe installaties een effluenteis van 10 mg N-totaal/l wordt gesteld. De meeste rwzi's moeten hiertoe worden aangepast. In dit handboek wordt een beschrijving gegeven van de processen en zuiveringssystemen die een rol spelen bij de stikstofverwijdering en een handleiding gegeven voor de dimensionering.

De N-totaalverwijdering is de resultante van de processen nitrificatie en denitrificatie. De biochemische omzettingen, de betrokken micro-organismen en de reactiekinetiek van de groei- en omzettingprocessen worden beschreven in hoofdstuk 2 van het handboek.

In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op de reactiemodellen en dimensioneringsmethoden voor de N-totaalverwijdering. Een aantal dimensioneringsmethoden en het IAWPRC actief-slibmodel worden beschreven en geëvalueerd. Voorgesteld wordt om voor de Nederlandse situatie voorlopig uit te gaan van de methode van de Duitse universiteiten, de HSA-methode. Deze methode is relatief volledig en maakt op basis van de belangrijkste procesfactoren een relatief eenvoudige en snelle dimensionering mogelijk voor verschillende actief-slibsystemen.

De dimensionering van de N-totaalverwijdering kan bij verschillende zuiveringssystemen in het algemeen aan de hand van de HSA-methode worden opgezet. Daarbij dient rekening te worden gehouden met een aantal rwzi-gebonden aspecten:

- Afhankelijk van de procesconfiguratie kunnen correcties nodig zijn op de nitrificatie- en denitrificatiesnelheden. Daarbij speelt ondermeer het propstroomkarakter en de recirculatie een rol. Op basis van door Hofmann vastgestelde relaties wordt in het handboek een correctie van de HSA-methode uitgewerkt voor voordennitrificatiesystemen met een grote recirculatiefactor.
- De influentsamenstelling en de eventuele toepassing van voorbehandeling in een voorbezinktank of eerste biologische trap beïnvloeden de nitrificatie en denitrificatie.
- De dimensionering is afhankelijk van het verloop van de actief-slibtemperatuur over het jaar; in het handboek wordt een methode voorgesteld voor de keuze van de ontwerp temperatuur afhankelijk van het temperatuurpatroon.
- De N-totaalverwijdering heeft interactie met andere zuiveringsprocessen, zoals defosfatering en licht-slibbestrijding; een overzicht wordt gegeven van de belangrijkste interacties, met verwijzing naar nadere beschrijvingen.
- In de vorm van een keuzeschema wordt een handleiding gegeven voor het signaleren en oplossen van specifieke knelpunten bij de introductie van N-totaalverwijdering op een bestaande rwzi.

In de hoofdstukken 4 - 7 wordt de optimalisatie van de N-totaalverwijdering beschreven voor een aantal bestaande zuiveringstypen. Enkele specifieke resultaten:

- Met zeer laag belaste aëratiecircuits is al enige ervaring opgedaan met het behalen van de effluenteis van 10 mg  $N_{\text{tot}}$ /l. In veel gevallen zal het mogelijk zijn met zeer laag belaste aëratiecircuits aan de nieuwe eis te voldoen wanneer een goede zuurstofsturing wordt toegepast en efficiënt met de aangevoerde BZV wordt omgegaan.
- Bij enkele laagbelaste eentraps actief-slibinstallaties is een verbetering van de N-totaalverwijdering bereikt door optimalisatie van de zuurstofsturing, introductie van anoxische zones en recirculatie van nitraathoudend slib. Veel actief-slibinstallaties zijn echter hoog belast, zodat het aëratievolume moet worden uitgebreid voor volledige nitrificatie. Daarnaast is in vrijwel alle gevallen het volume te klein om tevens voldoende denitrificatie te bereiken. De wijze waarop het benodigde volume wordt ingepast is afhankelijk van de situatie, het toegepaste zuiveringssysteem en de omvang van de uitbreiding.



- Bij tweetraps actief-slibinstallaties zijn de omstandigheden in de tweede trap dikwijls gunstig voor nitrificatie. Er is echter meestal geen ruimte voor denitrificatie en de verhouding BZV/NO<sub>3</sub>-N is vaak te laag voor volledige denitrificatie. Op één rwzi wordt simultane denitrificatie in de eerste trap toegepast. Voor vergaande stikstofverwijdering zal bij dit type installaties uitbreiding van het actief-slibvolume of een nageschakelde denitrificatietrap nodig zijn.
- Vergaande stikstofverwijdering door nitrificatie en denitrificatie binnen het oxydatiebedstelsel biedt geen bijzonder gunstig perspectief. Verbetering van de effluentkwaliteit met behoud van de oxydatiebedden zal vooral moeten worden gezocht in de combinatie met voor- en/of nageschakelde systemen.

Met nageschakelde stikstofverwijderingssystemen is in Nederland alleen ervaring op semi-praktijkschaal opgedaan. Uit een onderzoek met enkele operationele systemen blijkt dat deze toepasbaar zijn in de praktijk. In verband met de korte verblijftijden en de benodigde chemicaliëndosering zijn een adequate processturing en deskundig personeel noodzakelijk.

Om niet alleen stikstof maar ook fosfaat vergaand te verwijderen zal rekening moeten worden gehouden met de invloed die de processen op elkaar hebben:

- Bij chemische defosfatering moet rekening worden gehouden met de vorming van chemisch slib waardoor de slibleeftijd afneemt en de nitrificerende micro-organismen zich niet meer kunnen handhaven.
- Bij biologische defosfatering in de hoofdstroom moet rekening worden gehouden met de negatieve gevolgen van nitraat op de P-afgifte.
- De fosfaatophopende bacteriën concurreren met de denitrificerende bacteriën om de beschikbare BZV; bij lage BZV/N-verhouding kan dit een belemmering zijn om beide processen naast elkaar te laten plaatsvinden. Een uitzondering hierop vormen de recent ontdekte organismen die in staat zijn tot zowel biologische P-opname als denitrificatie met eenmalig verbruik van BZV. De betekenis van deze ontdekking voor de praktijk is echter nog niet duidelijk.

Maatregelen gericht op vergaande stikstofverwijdering leiden dikwijls tot een verhoogde slibvolume-index. Bij verbetering van de N-totaalverwijdering zal tevens rekening moeten worden gehouden met licht-slibbestrijding.

De interne belasting van een rwzi met stikstofrijk slibwater kan leiden tot piekbelastingen die het stikstofverwijderingsrendement verlagen. Een aangepaste bedrijfsvoering kan piekbelastingen voorkomen, waardoor de effluentkwaliteit wordt verbeterd. Op rwzi's waar slib van verschillende zuiveringsinrichtingen wordt ontwaterd kan het behandelen van de interne stromen een betere effluentkwaliteit opleveren. In sommige gevallen kan hiermee bespaard worden op de investeringskosten.

Om aan de scherpe stikstofeisen te voldoen, is een adequaat meet- en regelsysteem nodig. Met conventionele regelsystemen op basis van tijd, debiet of zuurstofgehalte is het niet mogelijk de procescondities optimaal af te stemmen op de variërende debieten en stikstofvrachten. Een betere sturing kan worden bereikt met behulp van apparatuur die de verschillende stikstofverbindingen direct (on-line) in het effluent of actief slib meet. Hiervoor is de laatste jaren een groot aantal apparaten ontwikkeld. Voor huishoudelijk afvalwater worden momenteel ammonium-, nitraat- en fosfaatmonitoren, redoxpotentiaalmeters en de zuurstofminimator toegepast. De integratie van de monitoren in een stabiel en voldoende snel reagerend meet- en regelconcept vraagt de nodige aandacht en zal per rwzi moeten worden uitgewerkt.

Naast biologische stikstofverwijdering bestaat een aantal fysisch-chemische methoden, zoals selectieve ionenwisseling, strippen, breekpuntchlorering en het MAP-proces. Strippen en het MAP-proces zijn niet in staat zeer lage ammoniumconcentraties te halen en zijn dus alleen



toepasbaar bij de behandeling van deelstromen. De andere processen kunnen alleen toegepast worden als derde zuiveringstrap omdat de aanwezigheid van andere verontreinigingen de werking verstoort.

In 1990 is het onderzoekprogramma PN 1992 gestart. Het doel van dit onderzoekprogramma is onzekerheden en knelpunten bij de verwijdering van stikstof en fosfaat weg te nemen zodat tijdig kan worden ingespeeld op de nieuwe lozingeisen voor rioolwaterzuiveringsinstallaties. Onderdeel van het PN 1992-programma is het opstellen van een handboek voor de praktijk waarin de principes van de stikstofverwijdering, de beschikbare processen en de optimalisatie van de stikstofverwijdering in bestaande en nieuwe installaties worden beschreven.

De grenswaarden voor de stikstoflozing door rwzi's volgens de AMvB<sup>(1)</sup> van september 1992 zijn weergegeven in tabel 1. De beheerder kan afwijken van de in tabel 1 gegeven grenswaarden voor rwzi's (met uitzondering van nieuwe) indien het gewogen gemiddelde totaalstikstofverwijderingsrendement per beheersgebied tenminste 75% is.

stof	grenswaarden <sup>1</sup>	nieuwe of uit te breiden rwzi's met ingang van	bestaande <sup>2</sup> rwzi's met ingang van
totaal-stikstof			
1. voor rwzi's $\geq$ 20.000 i.e. <sup>3</sup>	10/15 <sup>4</sup>	1 september 1992 <sup>4</sup>	1 januari 1998
2. voor rwzi's < 20.000 i.e. <sup>3</sup>	15	1 september 1992	1 januari 1998

<sup>1</sup> De grenswaarden worden uitgedrukt in mg N-totaal/l, als jaargemiddelde; totaal-stikstof is de som van de volgens het Nederlands Normalisatie Instituut bepaalde hoeveelheid nitriet-, nitraat- en Kjeldahlstikstof.

<sup>2</sup> Een bestaande rwzi is een installatie die voor 1 januari 1991 in gebruik is genomen en waarvan de capaciteit sinds 1-1-1991 niet met meer dan 25 procent is uitgebreid.

<sup>3</sup> Het betreft hier de ontwerpcapaciteit in i.e. à 54 g BZV/d.

<sup>4</sup> De grenswaarde 15 mg N-totaal/l geldt voor nieuwe rwzi's  $\geq$  20.000 i.e. waarop simultaan wordt gedefosfateerd tot 1 januari 1995. Vanaf die datum geldt ook voor die inrichtingen een grenswaarde van 10 mg N-totaal/l.

Tabel 1: Grenswaarden voor totaal-stikstof in te lozen effluent van rwzi's<sup>(1)</sup>.

Dit handboek biedt een bundeling van de beschikbare kennis over de basisprocessen van de stikstofverwijdering, hun kinetiek en uitvoeringsvormen in de praktijk. Richtlijnen worden gegeven voor de dimensionering en het ontwerp van systemen met N-totaalverwijdering. Naast de conventionele processen, komen enkele geavanceerde biologische slib-op-dragersystemen en fysisch-chemische methoden aan bod. De toepassing van N-verwijdering in de praktijk wordt behandeld uitgaande van een aantal gebruikelijke zuiveringssystemen. Tenslotte worden de mogelijkheden voor processturing behandeld.

De resultaten van diverse onderzoeken in het kader van het PN 1992 programma zijn in het handboek stikstofverwijdering verwerkt. Daar waar dit voorkomt is een literatuurverwijzing naar de desbetreffende publikatie opgenomen.

Voor een uitgebreide beschouwing van de biologische en chemische defosfatering wordt verwezen naar de desbetreffende handboeken<sup>[75,74]</sup> die in het kader van PN 1992 zijn opgesteld.

De nitrificatie en denitrificatie vormen de basis voor de biologische stikstofverwijdering. De proceskinetiek en betrokken micro-organismen worden in hoofdstuk 2 behandeld. Daarnaast wordt aandacht besteed aan enkele minder conventionele microbiologische stikstofverwijderingsprocessen.



Vanuit de kinetiek van nitrificatie en denitrificatie zijn geïntegreerde dimensioneringsmethoden voor de N-totaalverwijdering ontwikkeld. De beschikbare modellen worden geëvalueerd in hoofdstuk 3. Voorts wordt in hoofdstuk 3 ingegaan op enkele belangrijke aspecten bij het gebruik van dimensioneringsmodellen voor het ontwerp van zuiveringssystemen.

De inpassing van N-totaalverwijdering, uitgaand van een aantal rwzi-systemen, wordt beschreven in de hoofdstukken 4 - 7. De diverse uitvoeringsvormen van nitrificatie en denitrificatie worden behandeld, mede aan de hand van praktijkvoorbeelden.

In hoofdstuk 8 worden enkele nieuwe technieken behandeld voor nitrificatie en denitrificatie op basis van slib-op-drager technologie.

Aangezien naast stikstof ook fosfaat moet worden verwijderd, zijn de interacties tussen stikstofverwijdering en defosfatering van groot belang. Met name chemische defosfatering kan grote invloed hebben op de stikstofverwijdering. Voorts kan vergaande stikstofverwijdering een negatieve invloed hebben op de slibbezinkingseigenschappen. De beschikbare informatie en de verwijzingen naar andere onderzoeken in PN 1992-verband zijn vermeld in hoofdstuk 9.

Vergaande stikstofverwijdering vereist een optimale afstemming van nitrificatie en denitrificatie. Met name bij wisselende omstandigheden is een goede meet- en regeltechniek van groot belang. De meetsystemen zijn beschreven in hoofdstuk 10.

Met name bij de slibverwerking kunnen processtromen voorkomen met hoge concentraties en grote vrachten stikstof. Voor de behandeling van deze deelstromen kunnen naast de conventionele biologische processen tevens enkele fysisch-chemische processen worden toegepast. Deze processen zijn beschreven in hoofdstuk 11.

De nutriëntenverwijdering maakt een snelle ontwikkeling door, waarbij binnen enkele jaren de overgang wordt gemaakt van toegepast onderzoek, via ontwerp en realisatie, naar groot-schalige toepassing. Binnen deze snelle ontwikkeling is het N-handboek een momentopname, waarin de beschikbare informatie uit literatuur, recent onderzoek en (beperkte) praktijkervaring *per medio* 1993 is gebundeld. De komende periode zal met name de praktijkervaring met diverse uitvoeringen van N-totaalverwijdering sterk toenemen. Over enkele jaren zal het wellicht zinvol zijn het handboek te actualiseren, waarbij vooral praktische ervaring met vergaande N-totaalverwijdering kan worden toegevoegd aan de gepresenteerde informatie.

## 2 CHEMIE EN BIOLOGIE VAN DE STIKSTOFVERWIJDERING

### 2.1 Basisprocessen

De kennis van de biochemie en kinetiek van de stikstofverwijdering is een basiselement bij de systeemkeuze, de dimensionering en het ontwerp van rwzi's. Het is dan ook van belang meer inzicht te krijgen in het complexe geheel van processen die de stikstofverwijdering realiseren. Omdat het echter niet zinvol is alle processen te beschrijven en te behandelen, wordt bij de benadering van de stikstofverwijdering in het algemeen uitgegaan van vier hoofdprocessen:

- BZV- en CZV-oxydatie;
- ammonificatie;
- nitrificatie;
- denitrificatie.

Van deze vier processen zijn in het algemeen de nitrificatie en de denitrificatie bepalend voor vergaande stikstofverwijdering.

Voorafgaand aan de verdere behandeling van de hierboven genoemde processen wordt een algemeen beeld gegeven van de microbiële groei, de kinetiek die deze groei beschrijft en de invloed van enkele milieufactoren, zoals pH, temperatuur, zuurstofconcentratie en remmende stoffen. De kinetiek van de ammonificatie, nitrificatie en denitrificatie wordt in dit hoofdstuk uitgewerkt.

### 2.2 Kinetiek van biomassagroei

#### 2.2.1 *Algemene kenmerken van micro-organismen*

In een zuiveringsproces vinden naast elkaar verschillende biologische omzettingen plaats. Bij deze processen zijn verschillende soorten micro-organismen betrokken, die samen de biomassa in een zuiveringsinrichting vormen.

De biomassa in een zuiveringsinrichting kan worden verdeeld in autotrofe en heterotrofe micro-organismen, die zich onderscheiden op basis van het gebruik van koolstof- en energiebronnen. Autotrofe micro-organismen in een zuiveringsinrichting krijgen energie uit de oxydatie van anorganisch materiaal en gebruiken  $\text{CO}_2$  als koolstofbron voor de groei. Een voorbeeld van een autotrofe omzetting is de oxydatie van ammonium naar nitraat (nitrificatie).

Heterotrofe organismen verkrijgen energie uit de oxydatie van organisch materiaal, dat tevens als koolstofbron voor de groei wordt gebruikt (BZV-oxydatie). Een voorbeeld van deze reactie is de afbraak van glucose tot kooldioxide en water.

Voor de oxydatie van organische of anorganische stof is een elektronenacceptor noodzakelijk, in de vorm van vrije of gebonden zuurstof. De gebruikte elektronenacceptor is afhankelijk van de milieuocondities en of een micro-organisme in staat is gebonden zuurstof te gebruiken.

Autotrofe en een groot aantal heterotrofe micro-organismen kunnen alleen vrije zuurstof als elektronenacceptor gebruiken. Onder anoxische (geen zuurstof maar wel nitraat aanwezig) of anaërobe (zuurstof en nitraat beide afwezig) omstandigheden vindt bij deze micro-organismen geen groei plaats. Een groot aantal heterotrofe micro-organismen is bij afwezigheid van vrije zuurstof echter ook in staat om gebonden zuurstof in de vorm van  $\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3$  of  $\text{CO}_2$  te gebruiken als elektronenacceptor. Een voorbeeld is het gebruik van nitraat bij de denitrificatie. Bij dit proces wordt de aan stikstof gebonden zuurstof gebruikt voor de oxydatie van organisch materiaal.

De samenstelling van de biomassa, met name de verhouding autotroof/heterotroof, is onder meer afhankelijk van de energieopbrengst ten behoeve van de celsynthese. Bij heterotrofe micro-organismen is de biomassaproductie groter dan bij autotrofe micro-organismen, omdat oxydatie van organisch materiaal meer energie oplevert dan de oxydatie van anorganisch materiaal. Daarnaast zijn andere factoren als de pH, de zuurstofconcentratie, de temperatuur



en de aanwezigheid van toxische stoffen van invloed op de groei van biomassa.

### 2.2.2 Kinetiek

De Monod-vergelijking wordt veel gebruikt om de groei van micro-organismen te modelleren. De formule van Monod (1) is gebaseerd op de kinetiek van enzymreacties. In deze formule wordt ervan uitgegaan dat de groeisnelheid afhankelijk is van de concentratie van één of meer substraten die aan de enzymatische stofwisselingsreacties deelnemen. Als parameters worden gebruikt: de maximale groeisnelheid ( $\mu_{\max}$ ) onder gegeven condities, de groeilimiterende substraatconcentratie ( $S$ ) en de Monod-constante ( $K_s$ ).

$$\mu = \mu_{\max} \times \frac{[S]}{K_s + [S]} \quad (1)$$

met:  $\mu$  = groeisnelheid van het micro-organisme ( $d^{-1}$ ).  
 $\mu_{\max}$  = maximale groeisnelheid ( $d^{-1}$ ).  
 $K_s$  = Monod-constante; substraatconcentratie waarbij  $\mu = 1/2 \mu_{\max}$  (mg/l).  
 $[S]$  = groeilimiterende substraatconcentratie (mg/l).

In deze vergelijking hangt de groeisnelheid af van de verhouding tussen de heersende substraatconcentratie  $[S]$  en de Monod-constante  $K_s$ .

Vereenvoudiging treedt op in twee gevallen:

- Als de substraatconcentratie veel groter is dan  $K_s$ , is de groeisnelheid onafhankelijk van de substraatconcentratie ( $0^{\circ}$  orde kinetiek).
- Wanneer de substraatconcentratie veel kleiner is dan  $K_s$ , is de groeisnelheid evenredig met de substraatconcentratie ( $1^{\circ}$  orde kinetiek).

Als meerdere substraten betrokken zijn bij de omzetting (bijvoorbeeld ammonium en zuurstof bij nitrificatie) wordt de groeisnelheid bepaald door het produkt van de desbetreffende Monod-factoren.

$$\mu = \mu_{\max} \times \frac{[S1]}{K_{S1} + [S1]} \times \frac{[S2]}{K_{S2} + [S2]} \quad (2)$$

met:  $\mu$  = groeisnelheid van het micro-organisme ( $d^{-1}$ ).  
 $\mu_{\max}$  = maximale groeisnelheid ( $d^{-1}$ ).  
 $K_s$  = Monod-constante; substraatconcentratie waarbij  $\mu = 1/2 \mu_{\max}$  (mg/l).  
 $[S1]$  = groeilimiterende concentratie substraat 1 (mg/l).  
 $[S2]$  = groeilimiterende concentratie substraat 2 (mg/l).

Empirisch bepaalde Monod-constanten voor de verschillende processen worden in de desbetreffende paragrafen gegeven.

### 2.2.3 Milieufactoren

De maximale groeisnelheid van een organisme is afhankelijk van een aantal milieufactoren. De belangrijkste zijn de temperatuur, de pH en de aanwezigheid van remmende stoffen.

#### Temperatuur

Zoals bij elk chemisch en biologisch proces is de temperatuur van invloed op de reactiesnelheid van de omzettingen. In het algemeen neemt de snelheid van de biologische processen binnen het temperatuurgebied van 0 tot 35°C exponentieel toe. De hierbij behorende temperatuurcoëfficiënt is per proces sterk verschillend. Zo is bijvoorbeeld de gevoeligheid voor de temperatuur bij nitrificatie veel sterker dan bij BZV-afbraak.

### *pH*

Voor de pH geldt, net als voor de temperatuur, dat het micro-organisme zich binnen een bepaald traject optimaal kan handhaven. Voor de meeste micro-organismen ligt het pH-optimum tussen pH 6,5 en 8. Bij verscheidene biologische reacties in de waterzuivering komen  $H^+$  of  $OH^-$ -ionen vrij. Een voldoende grote buffercapaciteit of pH-correctie moet er voor zorgen dat de pH niet te veel verandert onder invloed van de optredende reacties.

### *toxische componenten*

Toxische componenten in het afvalwater kunnen het metabolisme van de micro-organismen ontregelen. De nitrificerende micro-organismen zijn het meest gevoelig voor toxische stoffen.

## 2.3 Ammonificatie

Ammonificatie is de eerste stap in de stikstofverwijdering. In deze stap wordt de aan organische stof gebonden stikstof in de vorm van ammonium vrijgemaakt. De ammonificatie verloopt in verschillende stappen<sup>[2]</sup>.

Tot nu toe werd weinig aandacht aan dit proces geschonken, omdat het voor een groot deel al in het riool plaatsvindt en in het algemeen lage gehalten organisch gebonden stikstof in het effluent worden gevonden. Door de scherpere N-totaaleisen zal de ammonificatie echter een belangrijker rol gaan spelen, omdat hogere effluentgehalten organisch gebonden stikstof het halen van de stikstofeis onmogelijk kunnen maken.

De snelheid waarmee de verschillende ammonificatieprocessen verlopen, is afhankelijk van de eigenschappen van de organische stof, zoals grootte en structuur van het molecuul, en van een aantal omgevingsfactoren, zoals temperatuur, pH en zuurstofconcentratie. Door de grote verscheidenheid aan micro-organismen en organische stoffen wordt volstaan met enkele algemene opmerkingen over de ammonificatiesnelheid:

- naarmate de structuur van het molecuul groter en complexer is, zal het afbraakproces langzamer verlopen;
- de verschillende processen verlopen sneller bij hogere temperatuur;
- het pH-optimum ligt bij pH = 6 - 8;
- de hydrolyse verloopt onder anaërobe condities sneller dan onder anoxische en aërobe omstandigheden<sup>[3]</sup>.

## 2.4 Nitrificatie

Nitrificatie is de tweede stap in de biologische verwijdering van stikstof. Verantwoordelijk voor dit proces zijn de autotrofe bacteriesoorten *Nitrosomonas* en *Nitrobacter*. *Nitrosomonas* oxydeert ammonium tot nitriet dat vervolgens door *Nitrobacter* verder geoxydeerd wordt tot nitraat.

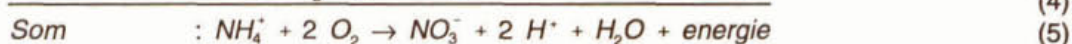
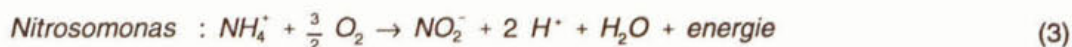
Voorwaarde voor het optreden van nitrificatie is de aanwezigheid van de betreffende micro-organismen. In een actief-slibinstallatie moet daarom rekening worden gehouden met de lage groeisnelheid van met name *Nitrosomonas*. Deze is bepalend voor de minimaal te handhaven slibleeftijd.

Belangrijke milieufactoren bij de nitrificatie zijn de zuurstof- en ammoniumconcentratie, de temperatuur, de pH, en de aanwezigheid van remmende stoffen.

### 2.4.1 *Biochemie en kinetiek van de nitrificatie*

De volledige omzetting van  $NH_4^+$  tot  $NO_3^-$  verloopt volgens de volgende reactievergelijkingen:





Bij de nitrificatie worden 2 mol H<sup>+</sup> gevormd per mol gevormd NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Om te voorkomen dat hierdoor de pH daalt, moet de buffercapaciteit voldoende groot zijn. Een vuistregel is dat bij pH 6,6 - 6,8 een buffercapaciteit van 2 mmol/l voldoende is<sup>[4]</sup>.

Reactie (3) is onder normale omstandigheden de langzaamste en dus de snelheid bepalende stap. Gewoonlijk wordt slechts een lage concentratie nitriet aangetroffen in het effluent. Alleen bij systemen met een zeer hoge ammoniumconcentratie, zoals bij behandeling van gier, worden regelmatig hoge nitrietconcentraties waargenomen. Dit betekent dat de kinetiek van de eerste stap (3) onder normale omstandigheden bepalend is voor het verloop van de totale nitrificatie.

De groeisnelheid van *Nitrosomonas* is afhankelijk van twee substraatconcentraties, te weten ammonium en zuurstof. Hierbij is het effect van CO<sub>2</sub> als koolstofbron voor de biomassagroei verwaarloosbaar. De gecombineerde Monod-vergelijking voor de twee substraten is gegeven in formule (6).

$$\mu = \mu_{\max} \times \frac{[\text{NH}_4^+]}{K_{\text{NH}_4} + [\text{NH}_4^+]} \times \frac{[\text{O}_2]}{K_{\text{O}_2} + [\text{O}_2]} \quad (6)$$

- $\mu$  = groeisnelheid van het micro-organisme (d<sup>-1</sup>)
- $\mu_{\max}$  = maximale groeisnelheid (d<sup>-1</sup>)
- $K_{\text{NH}_4}$  = Monod-constante voor ammonium (mg/l)
- $K_{\text{O}_2}$  = Monod-constante voor zuurstof (mg/l)
- $[\text{NH}_4^+]$  = ammoniumconcentratie (mg/l)
- $[\text{O}_2]$  = zuurstofconcentratie (mg/l)

Voor de constanten worden de volgende literatuurwaarden gegeven<sup>[5],[7]</sup>:

- $\mu_{\max} = 0,47$  (d<sup>-1</sup>) bij 15 °C.
- Voor  $K_{\text{NH}_4}$  worden in de literatuur verschillende waarden gegeven. In het HSA-model en het IAWPRC model wordt uitgegaan van een temperatuur-onafhankelijke waarde  $K_s = 1$  mg NH<sub>4</sub>-N/l<sup>[5],[29]</sup>. Downing heeft de volgende relatie tussen de temperatuur en de  $K_{\text{NH}_4}$  voor een *Nitrosomonas*-reincultuur vastgesteld<sup>[6]</sup>:

$$K_{\text{NH}_4} = 10^{(0,051T - 1,158)} \quad (7)$$

Volgens deze vergelijking verloopt de  $K_s$  in het temperatuurtraject 10 - 20°C van 0,23 tot 0,73 mg/l.

- Voor  $K_{\text{O}_2}$  worden waarden gegeven van 0,15 tot 2 mg O<sub>2</sub>/l. Veelal wordt gekozen voor  $K_{\text{O}_2} = 2$  mg O<sub>2</sub>/l<sup>[7]</sup>.

Voor het ontwerp van een nitrificatietrap moet de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-oxydatiesnelheid of nitrificatiesnelheid  $q_N$  (gram N per gram d.s. per tijdseenheid) kunnen worden bepaald. Hierbij spelen de volgende parameters een rol:

- a- maximale groeisnelheid  $\mu_{\max}$  (d<sup>-1</sup>),
- b- drogestof-opbrengst  $Y_N$  (kg d.s./kg geoxydeerd NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N),
- c- fractie nitrificerende organismen in het slib ( $f_N$ ).

Ad a: De maximale groeisnelheid is een soortafhankelijke grootheid die varieert met de temperatuur. Deze relatie wordt beschreven met een exponentiële functie. In

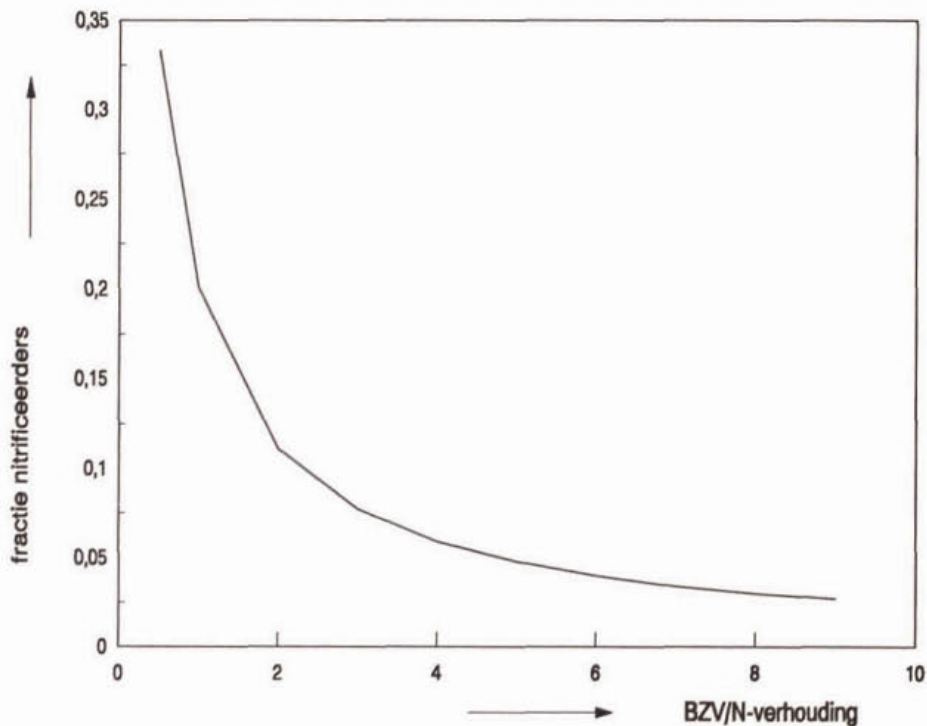
vergelijking (8) wordt de relatie gegeven voor de maximale groeisnelheid van *Nitrosomonas*. De relatie is geldig voor het temperatuurgebied tussen 5 en 30°C<sup>[7]</sup>.

$$\mu_{\max,T} = \mu_{\max,15} \times 1,103^{(T-15)} \quad (8)$$

Met:  $\mu_{\max,T}$  = maximale groei bij temperatuur T (d<sup>-1</sup>);  
 $\mu_{\max,15}$  = maximale groei bij 15 °C.

Voor de maximale groei bij 15°C wordt 0,47 d<sup>-1</sup> gegeven.

- Ad b: Voor de droge-stofopbrengst (of yield)  $Y_N$  wordt 0,15 g d.s./g N gevonden <sup>[4]</sup>.  
 Ad c: In een actief-slibstelsysteem komen naast nitrificerende micro-organismen ook heterotrofe micro-organismen voor. De nitrificatiecapaciteit neemt toe met de fractie nitrificerende micro-organismen in het slib. Met behulp van de drogestofopbrengst van beide soorten micro-organismen kan een relatie worden afgeleid tussen de verhouding BZV/N in het influent, en de fractie nitrificeerders in het slib (zie figuur 1)<sup>[7]</sup>.



Figuur 1: Relatie tussen de BZV/N-verhouding in het influent en de fractie nitrificeerders in het slib.

Met behulp van  $q_{N,\max} = \mu_{N,\max} / Y_N$  en  $r_N = q_N \cdot f_N$  kunnen alle bovenstaande formules worden samengevoegd tot één vergelijking die de theoretische  $NH_4^+$ -verwijdering beschrijft in relatie tot de concentraties  $NH_4^+$  en  $O_2$ , en de temperatuur.

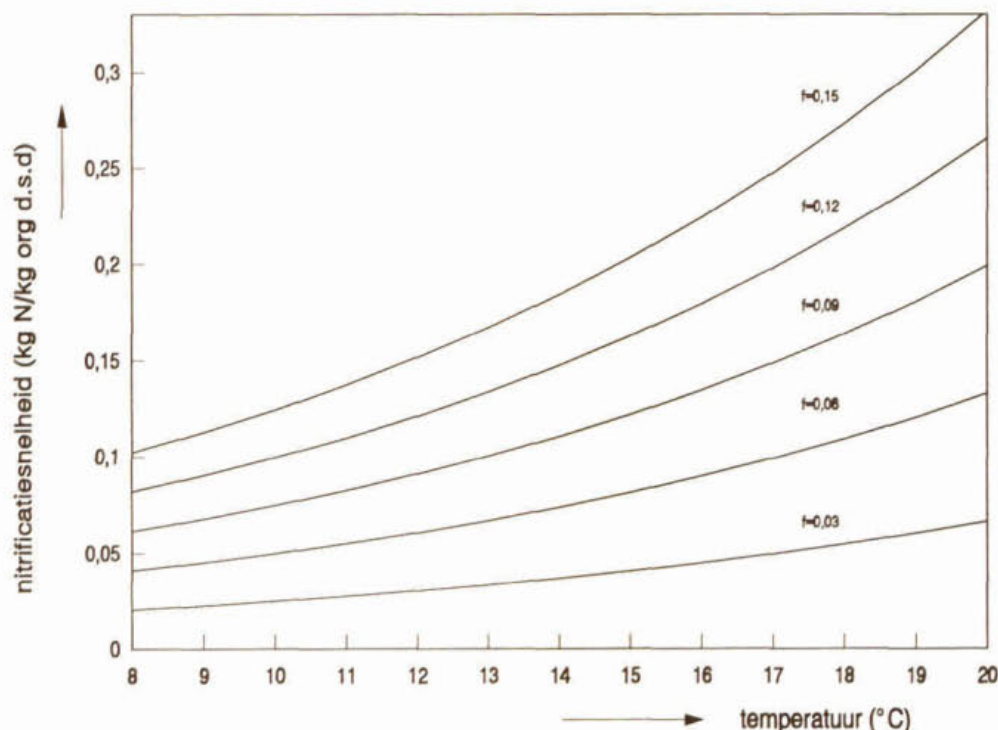
$$r_N = 0,47 \times 1,103^{(T-15)} \times \frac{f_N}{Y_N} \times \frac{[NH_4^+]}{K_{NH_4} + [NH_4^+]} \times \frac{[O_2]}{K_{O_2} + [O_2]} \quad (9)$$



Met:	$r_N$	=	nitrificatiesnelheid (kg N/kg d.s.d)
	$q_N$	=	ammonificatiesnelheid (kg $\text{NH}_4\text{-N/kg d.s.d}$ )
	$f_N$	=	fractie nitrificeerders (-)
	$Y_N$	=	yield (kg d.s./kg geoxydeerd $\text{NH}_4\text{-N}$ )
	$[\text{NH}_4^+]$	=	ammoniumconcentratie (mg/l)
	$[\text{O}_2]$	=	zuurstofconcentratie (mg/l)

Deze relatie is geldig voor temperaturen tussen 5 en 30 °C en het pH-traject 7,2 - 8,0.

De fractie nitrificerende micro-organismen en de temperatuur hebben een belangrijk effect op de nitrificatiesnelheid. Figuur 2 laat dit effect zien. Uitgegaan wordt van pH 7,2 - 8, zuurstofconcentratie 2 mg  $\text{O}_2/\text{l}$ , ammoniumconcentratie 2,5 mg  $\text{NH}_4^+\text{-N/l}$  en  $Y_N = 0,15$  g biomassa/g  $\text{NH}_4\text{-N}$ .



Figuur 2: Nitrificatiesnelheid als functie van de fractie nitrificeerders en de temperatuur.

#### 2.4.2 Invloed van milieufactoren op de nitrificatie

##### zuurgraad

De invloed van de zuurgraad op de groeisnelheid wordt met vergelijking (10) beschreven<sup>[8]</sup>. De vergelijking geldt voor  $\text{pH} < 7,2$ :

$$\mu = \mu_{\max} \times [1 - 0,833 \times (7,2 - \text{pH})] \quad (10)$$

Tussen  $\text{pH} = 7,2$  en  $8,5$  is de groeisnelheid constant. Boven  $\text{pH} 8,5$  neemt de groeisnelheid weer af.

##### gebruik van Fe- en Al-zouten

Het gebruik van ijzer- en aluminiumzouten voor de defosfatering kan de nitrificatiecapaciteit beïnvloeden. In tabel 2 wordt een opsomming gegeven van de gebruikte chemicaliën en optredende effecten zoals vermeld in de literatuur.

stof	effect op nitrificatiecapaciteit
FeCl <sub>3</sub>	toename
FeCl <sub>2</sub>	toename
FeSO <sub>4</sub>	afname
AVR	afname
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	geen effect

Tabel 2: Effecten van defosfateringschemicaliën op de nitrificatie.<sup>[6]</sup>

In de praktijk blijkt er weinig van deze effecten. Dit komt waarschijnlijk doordat op veel rwzi's een overcapaciteit voor nitrificatie aanwezig is. Eventuele storende effecten bij gemiddelde bedrijfsvoering worden hierdoor gemaskeerd, tenzij de kritische grenzen van de rwzi zijn bereikt.

Uit Stowa-onderzoek naar de invloed van FeSO<sub>4</sub>-dosering bij simultane defosfatering is gebleken dat de in de literatuur beschreven afname van de nitrificatie- en denitrificatiesnelheid per kg organische stof (bepaald als gloeiverlies) een gevolg is van een overschatting van het organische-stofgehalte. De overschatting van de organische slibfractie wordt veroorzaakt doordat aan het chemisch slib hydraatwater is gebonden. Dit hydraatwater wordt niet in de droge-stofbepaling maar pas in de gloeirestbepaling verwijderd. Hierdoor wordt het gehalte organische stof te groot berekend<sup>[9]</sup>.

#### *zware metalen en organische verbindingen*

Zware metalen en bepaalde organische verbindingen storen de nitrificatie. Onderzoeken wijzen uit dat ondermeer zink, nikkel, koper en cadmium in concentraties tussen 5 en 10 mg Me/l<sup>[10]</sup> de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-verwijdering halveren. In Nederlands influent bedraagt de som van de concentraties zware metalen maximaal 1 à 2 mg Me/l, zodat onder normale omstandigheden geen effect op de nitrificatie wordt verwacht.

Fenolen zijn biologisch afbreekbaar, maar storen in hogere concentraties de nitrificatie. Vanaf 0,5 mg fenol/(g d.s.) stopt de nitrificatie. Wanneer door microbiologische afbraak de fenolconcentratie onder 0,5 mg/g daalt, komt de nitrificatie weer op gang. Mogelijk geldt een vergelijkbare situatie voor andere afbreekbare organische stoffen. Een aantal persistente verbindingen, zoals naftol, 2- en 4-Cl-naftol, di- en tri-Cl-naftol, geeft 50% remming van de nitrificatie bij concentraties van 5 mg/(g d.s.)<sup>[11]</sup>.

Hoewel consistente gegevens over de aanwezigheid van toxische componenten in huishoudelijk afvalwater veelal ontbreken en kleine verstoringen in praktijksituaties niet altijd worden opgemerkt, zijn bij proefnemingen enkele malen verstoringen van de nitrificatie geconstateerd als gevolg van onbekende componenten in het influent<sup>[12]</sup>. In de literatuur<sup>[13]</sup> wordt een aantal stoffen beschreven die een inhiberende werking op de nitrificatie hebben.

## 2.5 Denitrificatie

Denitrificatie is de derde stap in de verwijdering van totaal-stikstof. Om dit proces te laten verlopen moet aan de volgende voorwaarden worden voldaan:

- aanwezigheid van de substraten nitraat (eventueel nitriet) en BZV;
- afwezigheid van zuurstof.

In afwezigheid van zuurstof, onder anoxische omstandigheden, kan nitraat als elektronenacceptor worden gebruikt voor de oxydatie van organische stof. Een groot aantal micro-organismen is hiertoe in staat. Theoretisch is 2,86 kg CZV nodig voor de reductie van één kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N. De hierbij vrijkomende energie wordt door het micro-organisme gebruikt om te groeien. Naast het



CZV voor de elektronenoverdracht wordt ook CZV gebruikt voor de opbouw van celmateriaal. De benodigde CZV/N-verhouding voor denitrificatie moet dus hoger zijn dan 2,86. Belangrijke milieu-invloeden zijn de zuurstofconcentratie, de pH, het type koolstofbron en de aanwezigheid van remmende stoffen.

### 2.5.1 Biochemie en kinetiek van de denitrificatie

De denitrificatie verloopt volgens de volgende reactievergelijking:



De Monod-vergelijking voor de microbiële groei met denitrificatie luidt als volgt.

$$\mu_{\text{NO}_3} = \mu_{\text{max,NO}_3} \times \frac{[\text{NO}_3^-]}{K_{\text{NO}_3} + [\text{NO}_3^-]} \times \frac{[\text{BZV}]}{K_{\text{BZV}} + [\text{BZV}]} \quad (12)$$

De  $K_{\text{NO}_3}$  voor denitrificatie ligt in de orde van 0,1 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}^{[7]}$ . Bij nitraatconcentraties  $\geq 1$  mg/l heeft nitraat derhalve geen invloed op de denitrificatiesnelheid. Denitrificatie (vgl. 12) wordt dus beschreven als een nulde-orde reactie voor de nitraatconcentratie. De Monod-vergelijking wordt nu vereenvoudigd tot:

$$\mu_{\text{NO}_3} = \mu_{\text{max,NO}_3} \times \frac{[\text{BZV}]}{K_{\text{BZV}} + [\text{BZV}]} \quad (13)$$

De relatie tussen de denitrificatiesnelheid en de temperatuur in het gebied tussen 5 en 40°C wordt gegeven door<sup>[5]</sup>:

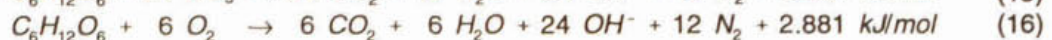
$$V_{d,T} = V_{d,15} \times 1,072^{(T - 15)} \quad (14)$$

met:  $V_{d,T}$  = denitrificatiesnelheid bij temperatuur T (mg  $\text{NO}_3\text{-N/g}$  d.s.h)  
 $V_{d,15}$  = denitrificatiesnelheid bij T = 15°C (mg  $\text{NO}_3\text{-N/g}$  d.s.h)  
T = temperatuur (°C).

### 2.5.2 Invloed van milieufactoren op denitrificatie

#### *aanwezigheid van zuurstof*

Het gebruik van zuurstof in plaats van nitraat als elektronenacceptor levert 20 % meer energie op. Dit wordt geïllustreerd aan de hand van een voorbeeld met glucose (vgl. 15 en 16)<sup>[7]</sup>.



Indien beide oxydatoren beschikbaar zijn, zal het proces optreden dat de meeste energie oplevert. Als gevolg hiervan wordt de denitrificatie sterk geremd door de aanwezigheid van zuurstof.

De concurrentie van zuurstof ten opzichte van nitraat kan volgens de Monod-kinetiek worden uitgedrukt door remmingsterm (17) in de denitrificatieberekening op te nemen.

$$\frac{K_{\text{O}_2,r}}{(K_{\text{O}_2,r} + [\text{O}_2])} \quad (17)$$

met:  $K_{O_2,r}$  = Monod-constante voor denitrificatieremming door  $O_2$  (mg/l)  
 $[O_2]$  = zuurstofconcentratie (mg/l)

Deze factor kan aan vergelijking 12 worden toegevoegd om de remmende werking van zuurstof mee te nemen in de berekening van de denitrificatiesnelheid. Voor  $K_{O_2,r}$  wordt 0,2 mg  $O_2$ /l aangegeven<sup>[29]</sup>.

Dat in een belucht actief-slibproces toch denitrificatie optreedt, kan worden veroorzaakt doordat de aeratietank geen homogeen  $O_2$ -gehalte heeft, door plaatselijk geconcentreerde  $O_2$ -inbreng en beperkte menging. Hierdoor komen plaatselijk anoxische zones voor, met name in aëratie-circuits. Ook kan de kern van een slibvlok anoxisch zijn, terwijl de buitenkant aëroob is. Voorwaarde voor vergaande denitrificatie is de aanwezigheid van een onbeluchte zone, waarin de zuurstofconcentratie lager is dan 0,5 mg/l. Boven deze concentratie treedt sterke remming op.

#### zuurgraad

De optimale zuurgraad voor denitrificatie ligt bij pH 7 - 7,5. Bij pH-waarden boven 8 en onder 6 wordt de denitrificatie sterk geremd.

Uit de reactievergelijking blijkt dat bij de denitrificatie 1 mol  $H^+$ -ionen wordt verbruikt per mol omgezet  $NO_3^-$ . Hierdoor wordt bij volledige denitrificatie de helft van de bij nitrificatie gevormde  $H^+$ -ionen weer geneutraliseerd.

#### aard van de BZV

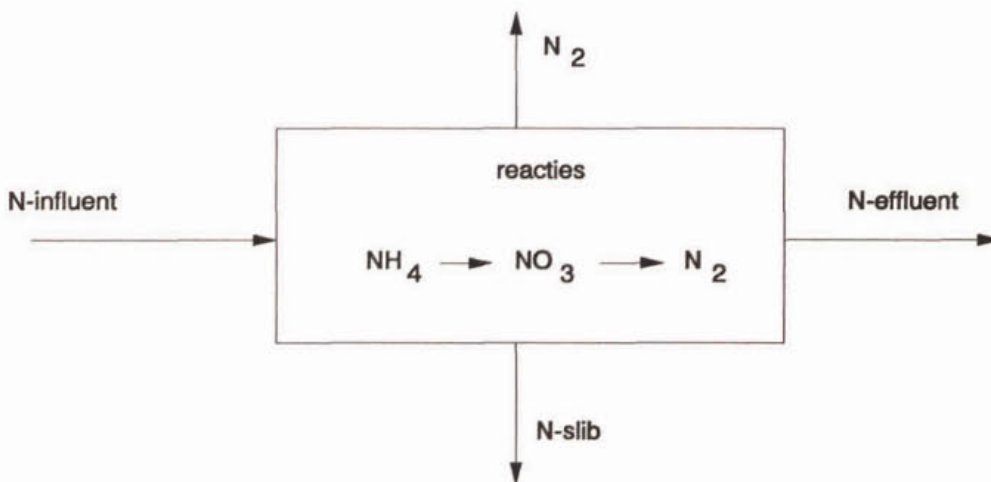
De denitrificatie is sterk afhankelijk van de aard van de BZV. De voor denitrificatie bruikbare BZV bestaat uit de fracties makkelijk en zeer makkelijk afbreekbare BZV. Deze fracties hebben grote invloed op de denitrificatiesnelheid. In paragraaf 3.4.2 wordt nader ingegaan op de aard van de voor denitrificatie beschikbare BZV.

## 2.6 Kinetiek van de N-totaalverwijdering in actief-slib

De kinetiek van de geïntegreerde N-totaalverwijdering is de resultante van de processen:

- nitrificatie;
- denitrificatie;
- inbouw van stikstof in celmateriaal.

In figuur 3 wordt dit schematisch weergegeven.



Figuur 3: Schematische stikstofbalans over een rwzi.



Van belang zijn de beschikbaarheid van de substraten (met name O<sub>2</sub>, BZV), de reactiesnelheden van de processen nitrificatie en denitrificatie en de hoeveelheid stikstof die met het surpluslib wordt afgevoerd.

### 2.6.1 Omzettingssnelheden

#### Nitrificatie- en denitrificatiesnelheid

In tabel 3 en 4 worden praktijkwaarden van buitenlandse rwzi's gegeven voor de maximale nitrificatie- en denitrificatiesnelheden (in g N/kg org d.s.h)<sup>[5]</sup>. In figuur 4 en 5 worden Nederlandse nitrificatie- en denitrificatiesnelheden gegeven (in g N/kg d.s.h). Deze resultaten zijn verkregen uit experimenten op de rwzi's van Alkmaar (semi-technisch), Verseput (praktijkschaal), Arnhem-Nieuwgraaf (semi-technisch) en Gieten (praktijkschaal). Het gaat hier om één-trapssystemen met een slibbelasting tussen 0,04 en 0,07 kg BZV/(kg d.s.d).

auteur	nitrificatiesnelheid g N/kg org d.s h	temperatuur °C
eentrapssystemen		
Barnes & Bliss	1 - 3	?
Pöpel	1,5	5
Pöpel	2,1	10
Pöpel	3,0	15
Pöpel	4,2	20
Bishop et al.	2,3	20
Henze	1,7	20
Wuhrmann	3,2	20
Heide	5,1	20
Sutton	3,3	20
Barnard et al.	3,6	15
Sutton & Jank	1,8	10
Sutton & Jank	3,0	15
Sutton & Jank	4,6	20
Dijkstra & Baenens	1 - 3,1	?
Schlegel	0,5 - 4	15
Diering	1,1 - 1,8	15
tweetrapssystemen		
Heidemann et al.	9,2	20
Mulbrager	7,5	15
Diering	2,1 - 3,6	15

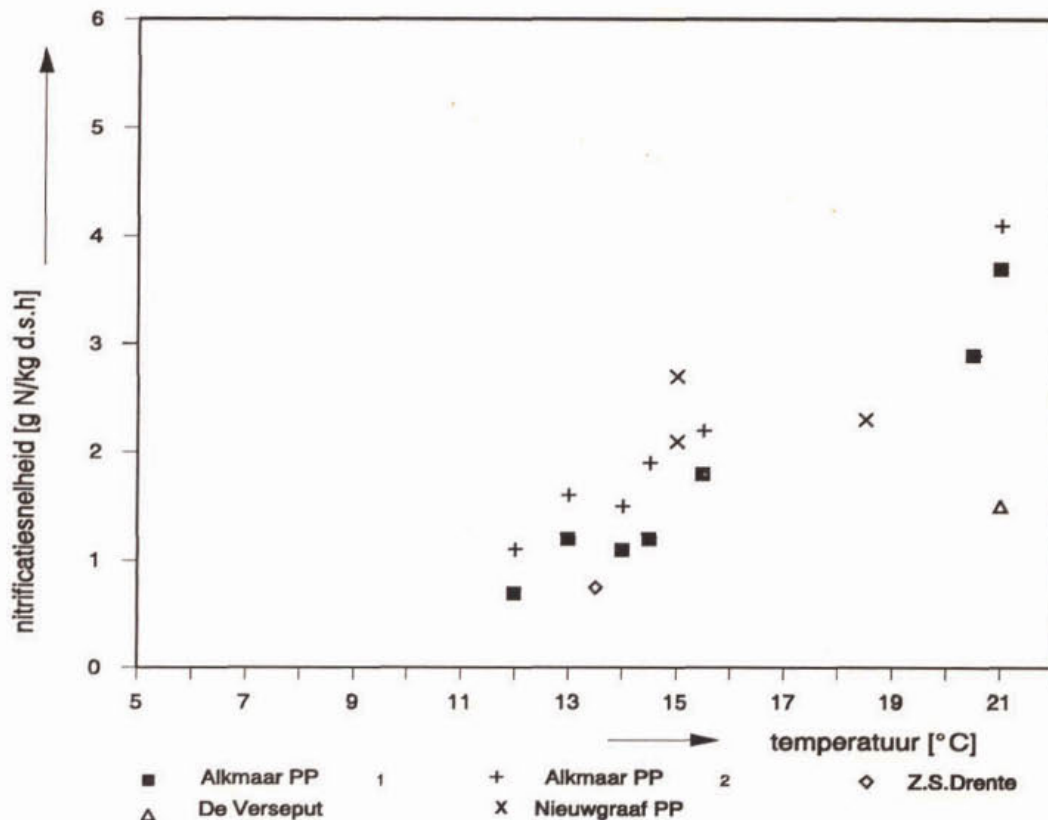
Tabel 3: Nitrificatiesnelheden in buitenlandse rwzi's.

Conclusies uit tabel 3 en 4:

- De nitrificatiesnelheid en de denitrificatiesnelheid vertonen zowel binnen de onderzoeken als tussen de onderzoeken onderling een ruime spreiding. Hierop wordt in paragraaf 2.6.3 teruggekomen.
- Een hogere temperatuur geeft in het algemeen een hogere nitrificatiesnelheid; uit formule (8) volgt een toename met een factor 2,7 bij 10°C stijging; ook de denitrificatiesnelheid neemt toe bij hogere temperaturen.
- De denitrificatiesnelheid is sterk afhankelijk van de beschikbare koolstofbron (zie tabel 4, Henze & Harremoës). De denitrificatiesnelheid is het hoogst bij gebruik van methanol als substraat en het laagst bij endogeen ademend retourslib. Dat komt doordat in retourslib zeer weinig tot geen makkelijk afbreekbaar CZV aanwezig is. De denitrificatiesnelheid is afhankelijk van de snelheid waarmee moeilijk afbreekbare verbindingen worden gehydrolyseerd en van de afsterfsnelheid van micro-organismen (slibmineralisatie).
- Bij voordennitrificatiesystemen geldt dat de denitrificatiesnelheid hoger is dan bij simultane

denitrificatie in een aëratiecircuit of omloopsysteem<sup>[14]</sup>. Dit is terug te voeren op de hogere concentratie makkelijk afbreekbaar substraat in de denitrificatieruimte.

In paragraaf 3.4.2 wordt nader ingegaan op de kwaliteit en beschikbaarheid van BZV voor de denitrificatie.



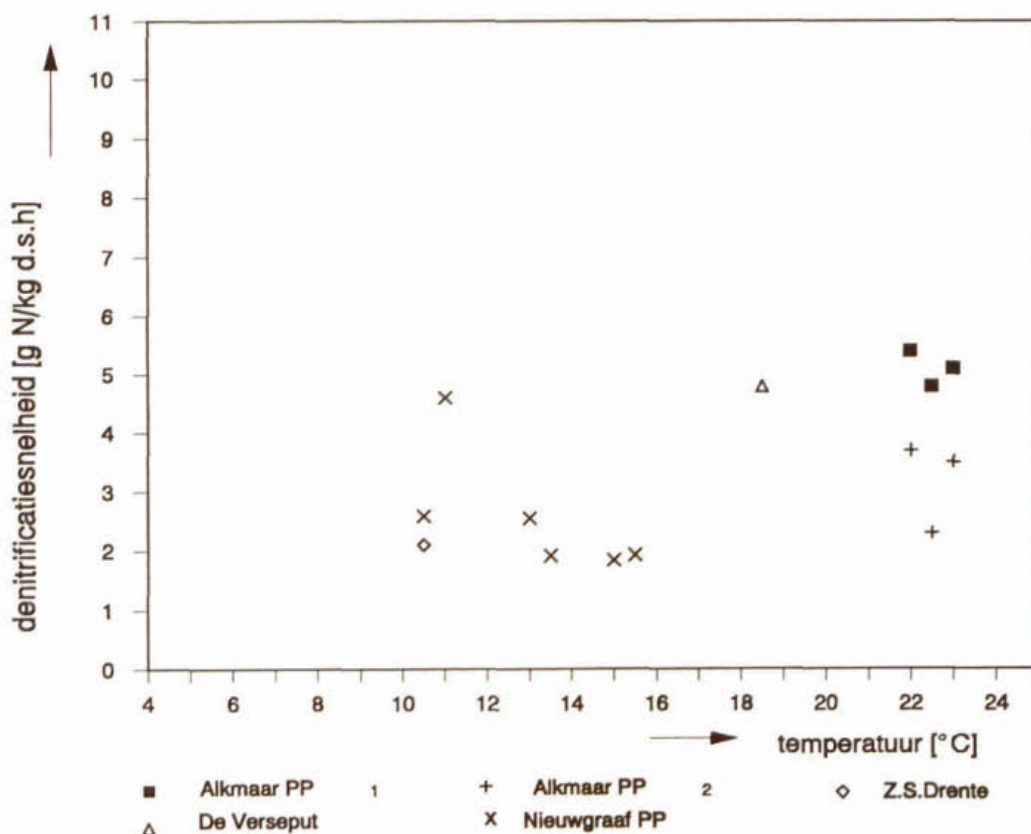
Figuur 4: Nitrificatiesnelheden (PP = pilot plant; overige gegevens van praktijk-rwzi's en literatuurwaarden).

auteur	denitrificatiesnelheid g N/kg org d.s. h	temperatuur °C
Kayser	3 <sup>1)</sup> - 4,46 <sup>2)</sup>	?
Krauth	2,1 <sup>1)</sup> - 6,6 <sup>2)</sup>	?
Pöpel	2,4 <sup>1)</sup> - 6,0 <sup>2)</sup>	?
Schlegel	2,4 <sup>1)</sup> - 6,0 <sup>2)</sup>	?
Henze & Harremoos	10 <sup>3)</sup>	20
	3 <sup>4)</sup>	20
	0,45 <sup>5)</sup>	20
Schlegel	1,8 - 4,8	10
	3,2 - 6,4	15
	5,3 - 8,33	20
Diering	2,5 - 7,00	15

1) relatief grote denitrificatiezone  $V_d/V \leq 0,4$   
 2) relatief kleine denitrificatiezone  $V_d/V \leq 0,2$   
 3) methanol als koolstofbron  
 4) ruw afvalwater als koolstofbron  
 5) slib als koolstofbron

Tabel 4: Denitrificatiesnelheden in buitenlandse rwzi's.





Figuur 5: Denitrificatiesnelheden (PP = pilot plant; overige gegevens van praktijk-rwzi's en gegeven literatuurwaarden).

### 2.6.2 Inbouw van stikstof in celmateriaal

In het celmateriaal wordt stikstof ingebouwd, zodat met het surplusslib stikstof uit de actief-slibinstallatie wordt verwijderd. De hoeveelheid stikstof die op deze wijze wordt verwijderd, is het product van de slibproductie en de stikstofconcentratie in het surplusslib.

De slibproductie kan worden berekend uit de BZV-verwijdering en de massa gevormde droge stof per massa verwijderd BZV. De droge-stofopbrengst ( $Y_{Ga}$ ) neemt toe met de slibbelasting.

Bij toenemende slibbelasting stijgt het organische-stofgehalte en dus de slibproductie. Bij toenemende slibbelasting wordt derhalve relatief meer stikstof met het surplusslib verwijderd. Met behulp van een massabalans voor het spuislib en het gehalte organische stof kan berekend worden hoeveel stikstof er met het spuislib wordt verwijderd (figuur 3).

De organische fractie van het surplusslib van oxydatiesloten en aëratietanks bevat volgens CBS-gegevens<sup>[15]</sup> respectievelijk 0,097 en 0,089 kg N/(kg organische droge stof). Dit komt overeen met in de literatuur<sup>[5]</sup> genoemde waarden tussen 0,09 en 0,12 kg N/(kg organische droge stof).

### 2.6.3 Biomassa-dynamica

Het actief slib bevat autotrofe en heterotrofe bacteriën. De verhouding van deze bacteriesoorten in de biomassa is de resultante van diverse processen en procescondities. In de praktijk zijn de volgende drie factoren bepalend voor de samenstelling van de biomassa:

- a influentsamenstelling;
- b slibbelasting en slibleeftijd;
- c temperatuur;
- d predatie.

- ad a: De influentsamenstelling (BZV/N-verhouding, inhiberende stoffen, alkaliteit) heeft een duidelijke invloed op de biomassasamenstelling. Een hoge BZV/N-verhouding in het influent zorgt ervoor dat de autotrofen slechts een klein aandeel van de biomassa zullen vormen. Bij een lagere BZV/N-verhouding zullen de autotrofen relatief in aandeel toenemen (zie figuur 1).
- ad b: In een actief-slibstelsysteem wordt het actief-slibgehalte constant gehouden door dagelijks een hoeveelheid slib uit het systeem te verwijderen. Deze hoeveelheid is gelijk aan de dagelijkse toename van het actief slib door groei van biomassa en aanvoer van inert materiaal. De slibleeftijd ( $t_s$ ) wordt bepaald door de hoeveelheid slib die uit het systeem wordt verwijderd en is in evenwichtstoestand omgekeerd evenredig met de groeisnelheid ( $\mu$ ) van het actief slib ( $\mu = 1/t_s$ ). De relatie tussen de slibleeftijd en de delingstijd  $t_d$  wordt als volgt weergegeven:

$$t_s = t_d / \ln(2) \approx 1,44 t_d \quad (18)$$

Om een nitrificerend slib te krijgen en te behouden zal de groeisnelheid van het actief slib dan ook kleiner of gelijk moeten zijn aan de groeisnelheid van de nitrificerende micro-organismen. Bij een hogere groeisnelheid zal meer slib worden afgetapt en zal de populatie nitrificerende micro-organismen afnemen. De nitrificerende micro-organismen kunnen de groeisnelheid van het overige slib niet bijhouden en verdwijnen uit het systeem.

Het in stand houden van een populatie nitrificerende micro-organismen vereist een voldoende lage slibbelasting. Bij een lage slibbelasting krijgen de heterotrofe organismen weinig substraat te verwerken waardoor hun netto aanwas (= groeisnelheid - afsterving) laag is. Nitrificerende micro-organismen hebben een lagere afsterfsnelheid dan de heterotrofe micro-organismen. Bij geringe groei als gevolg van een zeer laag substraataanbod (= lage slibbelasting) kan hun aandeel hierdoor iets toenemen ten opzichte van de heterotrofen. De slibbelasting is dus een belangrijke parameter waarmee de slibleeftijd en de samenstelling van de biomassa beïnvloed kunnen worden.

- ad c: De temperatuur heeft een sterkere invloed op de groeisnelheid van de autotrofen dan op die van de heterotrofen. Bij een dalende temperatuur neemt hierdoor het aandeel autotrofen in de biomassa af. In de winterperiode, wanneer de temperatuur daalt tot minder dan 10°C, kan hierdoor het aantal autotrofen zo sterk afnemen dat het een aantal weken tot maanden duurt voordat de autotrofe populatie weer op niveau is.

De snelheid ( $N_s$ ) waarmee ammonium wordt omgezet in nitraat wordt bepaald door de procescondities van de momentane situatie (temperatuur, pH,  $O_2$ - en  $NH_4^+$ -concentratie) en door de fractie nitrificeerders ( $f_N$ ) in het slib. De fractie nitrificeerders wordt weer bepaald door de procescondities in de voorafgaande periode. Zo zal in een aanhoudende koude periode het aandeel nitrificerende micro-organismen sterk afnemen. Dit kan verklaren waarom bij dezelfde temperatuur tijdens de metingen vaak verschillende omzettingssnelheden worden gevonden.

In het voorjaar, bij een stijgende watertemperatuur, kan worden waargenomen dat de nitrificatiesnelheid achterblijft bij de theoretische temperatuurafhankelijke waarde. Op dat moment is de fractie nitrificeerders lager dan de theoretisch aanwezige populatie. Pas wanneer de nitrificerende organismen voldoende zijn aangegroeid, bereikt de nitrificatie het verwachte niveau. Dit impliceert dat niet de jaargemiddelde watertemperatuur maatgevend is voor de dimensionering, maar de minimale wintertemperatuur waarbij zich voldoende nitrificeerders kunnen handhaven om een tijdig herstel van de nitrificatiecapaciteit te garanderen. In 3.4.5 wordt hierop teruggekomen.

- ad d: Met name in systemen met een geringe biomassa-aangroei per tijdseenheid is naast



de groeisnelheid en de spuislibaftap de afsterfsnelheid van invloed op de aanwezige biomassa. De afsterving wordt versterkt bij predatie van bacteriën door ciliaten. Het natuurlijke afsterven en de predatie kunnen op verschillende manieren afhankelijk zijn van de temperatuur.

## 2.7 Afwijkende omzettingsprocessen

### *Thiosphaera panthotropa*

Naast de beschreven processen die gebruikelijk zijn in de waterzuivering is ook de aërobe denitrificatie van nitraat en de heterotrofe nitrificatie van ammonium aangetoond. Deze processen kunnen onder andere worden uitgevoerd door de bacteriesoort *Thiosphaera panthotropa*<sup>[16]</sup>. De voordelen die deze micro-organismen voor de zuivering van afvalwater kunnen hebben, zijn:

- Simultane nitrificatie en denitrificatie zijn mogelijk onder aërobe condities.
- De affiniteit voor zuurstof in het nitrificerende systeem van *Thiosphaera panthotropa* is beduidend hoger dan bij *Nitrosomonas* en *Nitrobacter*. Heterotrofe nitrificatie kan dus bij lagere zuurstofconcentraties plaatsvinden. Samen met de simultane denitrificatie kan dit een besparing op de beluchting opleveren.
- De groeisnelheid van heterotrofe nitrificeerders is hoger dan die van autotrofe nitrificeerders, waardoor het systeem minder gevoelig is voor storingen.
- Wanneer voor volledige denitrificatie een externe koolstofbron gedoseerd moet worden, is hier minder van nodig dan bij conventionele denitrificatie.

### *Biologische defosfatering door denitrificerende micro-organismen*

Bij biologische defosfatering wordt door een aantal soorten heterotrofe micro-organismen onder aërobe condities ortho-fosfaat opgehoopt. Het opgehoopte fosfaat wordt onder anaërobe condities en in aanwezigheid van makkelijk afbreekbare organische stof afgestaan. Het makkelijk afbreekbare substraat wordt onder deze omstandigheden opgeslagen als reservestof, welke onder aërobe condities wordt gebruikt voor de groei. Tot voor kort werd verondersteld dat de fosfaatopname alleen onder aërobe condities mogelijk is. Uit onderzoek van Kuba<sup>[17]</sup> is echter gebleken dat een aantal P-ophopende micro-organismen in staat zijn dit ook onder anoxische omstandigheden te doen. Onder deze omstandigheden wordt nitraat als elektronenacceptor gebruikt. De koppeling van biologische defosfatering en denitrificatie heeft als voordeel dat beide processen niet meer concurreren om hetzelfde substraat, in de vorm van makkelijk afbreekbaar CZV.

De kennis over de beschreven processen en de betrokken micro-organismen is nog beperkt. Hierdoor kan niet verklaard worden waarom deze bacteriën niet massaal aanwezig zijn in rwzi's. Veel onderzoek is nodig voordat toepassing van deze processen op grote schaal mogelijk is<sup>[18]</sup>.

### 3 SYSTEEMBENADERING VAN DE STIKSTOFVERWIJDERING

In hoofdstuk 2 zijn de deelprocessen van de stikstofverwijdering kwalitatief beschreven. In dit hoofdstuk wordt dieper ingegaan op de onderlinge verbanden en de kinetiek. De hierop gebaseerde modellen en dimensioneringssystemen en de toepassingen hiervan in de diverse zuiveringssystemen worden behandeld. Hiermee wordt de basis gelegd voor de dimensionering van rwzi's voor vergaande N-verwijdering in verschillende procesvormen.

#### 3.1 Dimensionering van de N-verwijdering

Voortbouwend op de proceskinetiek en de gevonden empirische relaties zijn verschillende dimensioneringsmethoden voor de N-verwijdering in actief slib ontwikkeld. De belangrijkste vijf methoden worden hier beschreven en vergeleken:

- de slibbelastingmethode,
- de methode van Kayser,
- de methode van de Duitse universiteiten (HSA-methode),
- de 'Arbeitsblatt' A 131 methode,

Naast bovenstaande methoden voor de dimensionering van rwzi's wordt in paragraaf 3.3 het IAWPRC-actief-slibmodel beschreven.

In de volgende paragrafen worden de vier dimensioneringsmethoden behandeld.

##### 3.1.1 *Dimensioneringsmethoden op basis van de slibbelasting*

###### Technologische achtergrond

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

###### Invoergegevens en uitkomsten

Benodigde invoergegevens zijn de influentkarakteristieken (concentraties en debiet), procescondities (temperatuur) en de effluenteisen voor stikstof.

Op basis van deze gegevens wordt de benodigde slibbelasting gekozen en vervolgens het totale volume berekend (nitrificatievolume  $V_n$  en denitrificatievolume  $V_d$ ).

###### Beschrijving van de werkwijze

Uitgaande van de influentkarakteristieken en jaargemiddelde effluenteisen wordt een slibbelasting gekozen. Uit de slibbelasting en de slibconcentratie wordt het totale volume berekend.

Jaargemiddelde effluenteis	Aëratiecircuit	Actief slib
10 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$	0,08	0,08
5 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$	0,055	0,055
20 mg $\text{N}_{\text{tot}}/\text{l}$	0,10	0,10
15 mg $\text{N}_{\text{tot}}/\text{l}$	0,055	-
10 mg $\text{N}_{\text{tot}}/\text{l}$	0,050	-

Tabel 5: Benodigde slibbelastingen (kg BZV/(kg d.s.d))



De relatie tussen de jaargemiddelde slibbelasting en N-verwijdering is in verschillende rapporten beschreven<sup>[19],[20],[21]</sup>. In bijlage 1 is een aantal tabellen en figuren uit deze rapporten opgenomen. In tabel 5 wordt een indicatie van de benodigde slibbelastingen bij verschillende jaargemiddelde effluenteisen onder gemiddelde Nederlandse condities gegeven<sup>[21]</sup>.

Volgens tabel 5 is bij aëratiecircuits met een slibbelasting conform Pasveer-condities in principe voldoende ruimte aanwezig om stikstof te verwijderen tot 10 mg N<sub>tot</sub>/l. Deze ervaringen wekken de verwachting dat met een slibbelasting van 0,05 kg BZV/(kg d.s.d) en geoptimaliseerde stikstofverwijdering de N-totaaleis van 10 mg/l gehaald kan worden. Bij actiefslibinstallaties, zonder onbeluchte zones voor denitrificatie, kan een effluentconcentratie van 10 of 15 mg N<sub>tot</sub>/l volgens deze gegevens niet worden gehaald.

#### Toepassing

De uitgevoerde regressieanalyse van een groot aantal praktijkwaarnemingen houdt het gevaar in dat de resultaten worden beïnvloed door niet-optimale praktijksituaties en onbekende afwijkingen in de procesvoering of de meetwijze. De methode kan worden toegepast om een globale verwachting uit te spreken voor het benodigde actief-slibvolume ( $V_n + V_d$ ). De invloed van de afvalwatersamenstelling en aanvoervariaties kan niet worden verwerkt. Door het ontbreken van een technologische basis (bijvoorbeeld minimale slibleef tijd) is de betrouwbaarheid beperkt.

### 3.1.2 *Methode van Kayser (slibleef tijd)*

#### Technologische achtergrond

Om voldoende nitrificatie te waarborgen, moet uitspoeling van de autotrofe bacteriën met het surplusslib worden voorkomen. Dit betekent dat de (aërobe) slibleef tijd tenminste gelijk dient te zijn aan de reciproke groeisnelheid van de autotrofen. De aldus verkregen slibleef tijd wordt vermenigvuldigd met een veiligheidsfactor, zodat ook bij tijdelijk ongunstige condities (lange winterperiode, hoge influentaanvoer) de nitrificatie wordt veiliggesteld<sup>[22]</sup>.

#### Invoergegevens en uitkomsten

Benodigde invoergegevens zijn de influentkarakteristieken (BZV, Kj-N, zwevende stof, debiet), de temperatuur, de drogestofconcentratie van de actief-slibtanks en de gewenste effluentconcentraties Kj-N en NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. In de procescondities wordt onderscheid gemaakt tussen simultane nitrificatie/denitrificatie en voordenenitrificatie. Door de kleinere verdunning is bij voordenenitrificatie de O<sub>2</sub>-verbruiksn snelheid hoger dan bij simultane nitrificatie en denitrificatie (bijvoorbeeld in een aëratie circuit). Deze snellere ademhaling bij voordenenitrificatie is vertaald in een hogere denitrificatiesnelheid door middel van een factor a. De waarde van a hangt af van de verhouding V<sub>d</sub>/V en de recirculatiefactor.

De methode heeft als uitkomsten de volumina van de nitrificatie- en denitrificatieruimten en de effluentconcentraties Kj-N en NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

#### Beschrijving van de werkwijze

Op basis van de influentgegevens en een gekozen veiligheidsfactor worden met behulp van nomogrammen de slibleef tijd en de daarbij behorende aërobe slibbelasting bepaald. Vervolgens wordt met behulp van de slibbelasting en de droge-stofconcentratie het nitrificatievolume berekend.

Het denitrificatievolume wordt eerst geschat waarna door een iteratie het werkelijk benodigde volume wordt berekend. Een zeer uitgebreide werkwijze is beschreven in literatuur [14]. De in deze literatuur gebruikte nomogrammen zijn door Kayser naar de laatste inzichten aangepast, zie bijlage 2<sup>[23],[24]</sup>.



### Toepassing

De methode van Kayser is geschikt voor de dimensionering van nitrificatie- en denitrificatieruimten van voordennitrificatiesystemen en omloopsystemen (simultane denitrificatie).

De methode is bedoeld voor gemiddeld huishoudelijk afvalwater. Bij sterk afwijkende samenstelling van het afvalwater is de methode onbetrouwbaar. Ook bij effluenteisen van < 10 mg  $N_{\text{tot}}/l$  is de methode minder betrouwbaar.

### 3.1.3 *Methode van de Duitse universiteiten (HSA)*

#### Technologische achtergrond

In navolging van Kayser zijn door de Duitse universiteiten diverse dimensioneringsmethoden ontwikkeld. In 1989 heeft een uitwisseling van ervaringen plaatsgevonden met als doel tot een standaardmethode voor dimensionering van de N-verwijdering te komen<sup>[25]</sup>. De methode wordt ook wel de 'Hochschulansatz' (HSA) genoemd.

#### Invoergegevens en uitkomsten

Het model heeft de volgende invoergegevens nodig:

- influentconcentraties en -debiet, en variaties daarin;
- gewenste effluentconcentraties;
- kinetische en stoichiometrische parameters;
- keuze voor voordennitrificatie of omloopsysteem;
- de fractie van de stikstofvracht die naar de slibverwerking gaat, en met het slibwater (voornamelijk als  $NH_4^+$ ) terugkomt.

De methode heeft als uitkomsten: de volumina van de nitrificatie- en denitrificatieruimten, de slibbelasting, de slibleeftijd, de slibproductie en de samenstelling van de biomassa.

#### Beschrijving van de werkwijze

De methode kan als volgt worden samengevat:

- 1 Het stikstofgehalte van het surplus-slib en de verhouding  $V_n/V$  (nitrificatievolume/totaalvolume) worden geschat.
- 2 De variatiefactor wordt gekozen of berekend; dit is een maat voor de verhouding tussen de stikstofvracht tijdens de piek (2-uur piekaanvoer) en de vracht die over de gehele dag aankomt.
- 3 De aërobe slibleeftijd wordt berekend; dit is de belangrijkste parameter in de dimensionering van de nitrificatietrap.
- 4 Een iteratie voor het vaststellen van de benodigde  $V_n/V$ -verhouding. De iteratie komt erop neer dat berekend wordt of het gevormde nitraat met het geschatte denitrificatievolume gedenitrificeerd kan worden.
- 5 De  $V_n/V$ -verhouding wordt vervolgens gebruikt om de totale slibleeftijd, het nitrificatie- en het denitrificatievolume te berekenen.
- 6 De surplus-slibproductie, de hoeveelheid inert materiaal, en de heterotrofe en autotrofe biomassa in het slib worden berekend.

De werkwijze is uitgebreid beschreven in bijlage 3.

De koolstofademhaling die maatgevend is voor de denitrificatiesnelheid is in navolging van Kayser onderscheiden in snelle afbraak van BZV en endogene ademhaling. Door de kleinere verdunning is de ademhaling bij voordennitrificatie hoger dan bij simultane denitrificatie. De ademhaling wordt bij voordennitrificatie vermenigvuldigd met een factor  $a$ , die afhangt van de verhouding  $V_n/V$  en de recirculatie. De factor is dezelfde die Kayser in zijn dimensioneringsmethode hanteert.

### Toepassing

De HSA-methode kan snel en eenvoudig worden ingezet bij de dimensionering van



voordenitrificatiesystemen of circuits. De methode is vollediger dan het model van Kayser, Pöpel en anderen.

De methode is bedoeld om te voldoen aan een eis voor 2-uursmonsters, rekening houdend met fluctuaties over de dag. Dit is in feite een scherpere eis dan de Nederlandse situatie, waarin van etmaalmonsters wordt uitgegaan. Voorts heeft de methode betrekking op individuele monsters bij een watertemperatuur van minimaal 12 °C, dus niet op de jaargemiddelde concentratie die in Nederland wordt getoetst.

De methode is gebaseerd op een bundeling van sterk uiteenlopende onderzoeksgegevens, praktijkwaarnemingen en empirisch vastgestelde waarden. 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 niet voldoende bekend zijn, dient voorzichtig met het model te worden omgegaan. IJking van de parameters en de influentkarakteristieken is gewenst.

### 3.1.4 *Methode van de ATV ('Arbeitsblatt' A 131)*

#### Technologische achtergrond

De in februari 1991 verschenen herziene versie van het 'Arbeitsblatt A 131' van de ATV geeft een eenvoudige dimensioneringsmethode op basis van algemene relaties. De methode<sup>[26]</sup> omvat enkele empirische formules en tabellen gebaseerd op ervaringen bij de zuivering van huishoudelijk afvalwater.

#### Invoergegevens en uitkomsten

De benodigde invoergegevens zijn de influentkarakteristieken (de BZV-, Kj-N- en zwevende-stofconcentratie, en het debiet) en de effluenteisen. Als uitkomsten worden verkregen de volumina voor nitrificatie en denitrificatie, de slibbelasting en de volumebelasting.

#### Beschrijving van de werkwijze

Met de invoergegevens wordt aan de hand van tabellen de slibleeftijd bepaald. Vervolgens moet worden gekozen voor de procesvoering (voordenitrificatie of aëratiecircuit) en de grootte van het denitrificatievolume als fractie van het totale actief-slibvolume. Daarna worden in verschillende stappen het totale volume, de slibbelasting en de volumebelasting berekend.

De A 131 beveelt aan om het denitrificatievolume niet groter te dimensioneren dan 50% van het totale volume.

#### Toepassing

Op basis van een beperkt aantal gegevens wordt langs eenvoudige weg een globale dimensionering van een zuiveringsinrichting verkregen. De methode is te gebruiken voor de dimensionering van zuiveringsinrichtingen die huishoudelijk afvalwater behandelen. Ook voor afvalwater dat qua samenstelling grote overeenkomst heeft met huishoudelijk afvalwater is de methode te gebruiken.

## 3.2 Evaluatie van de dimensioneringsmethoden

### Slibbelastingmethode

De slibbelastingmethode beperkt zich tot een schatting van de benodigde slibbelasting op basis van empirische gegevens. Voor de dimensionering van een rwzi is echter meer nodig: de invloed van de afvalwatersamenstelling, de bepaling van de verhouding  $V_n/V$ , het recirculatiedebiet.



### Methode van Kayser

De methode van Kayser wordt vaak gehanteerd om de grootte van nitrificatie- en denitrificatieruimten te bepalen. Het systeem met nomogrammen werkt efficiënt. De methode voldoet niet wanneer de samenstelling van het afvalwater afwijkt van gemiddeld huishoudelijk afvalwater.

### Dimensioneringsmethode van de Duitse universiteiten (HSA)

De HSA-methode is in staat snel de basisvoorzieningen voor een voordennitrificatiesysteem of systeem met simultane denitrificatie te dimensioneren. De methode is flexibeler dan de methode van Kayser en gericht op een gekwalificeerd 2-uursmonster dat aan de effluenteisen moet voldoen, zie 3.4.5.

### Dimensioneringsmethode 'Arbeitsblatt A 131'

De berekening van de denitrificatiecapaciteit volgens A 131 leidt door de lagere ademhalingsactiviteit bij denitrificatie tot een grotere denitrificatieruimte dan met de HSA-methode. Daarnaast mag het denitrificatievolume volgens A 131 niet groter zijn dan 50%. Hierdoor is dimensioneren met A 131 niet mogelijk wanneer<sup>[27]</sup> lage  $\text{NH}_4\text{-N}$  en  $\text{NO}_3\text{-N}$  effluentconcentraties gewenst zijn ( $< 10 \text{ mg N totaal/l}$ ) of grote variaties in de stikstofbelasting optreden. Door de starre werkwijze en het beperkte werkgebied is A 131 minder algemeen toepasbaar dan de HSA-methode.

### Evaluatie en aanbevelingen

De vier dimensioneringsmethoden zijn gebaseerd op een bundeling van onderzoeksgegevens, praktijkwaarnemingen en empirische factoren. De grenzen van het toepassingsgebied (effluentkwaliteit, temperatuur) zijn nog niet gedefinieerd.

Voorgesteld wordt om voor de Nederlandse situatie voorlopig uit te gaan van de HSA-methode, omdat deze op basis van de belangrijkste procesfactoren een relatief eenvoudige en snelle dimensionering van de N-totaalverwijdering mogelijk maakt. In vergelijking met de slibbelastingmethode of de methode van Kayser is de HSA-methode completer, waardoor afwijkingen ten opzichte van de normale situatie (bijvoorbeeld temperatuur, afwijkende samenstelling, fluctuaties) beter worden herkend en in de dimensionering verwerkt. Toepassing voor de Nederlandse situatie zal waarschijnlijk niet tot grote problemen leiden. De eerste uitkomsten van de HSA-methode vertonen een redelijke overeenstemming met de ervaringen op een aantal Nederlandse rwzi's. De juistheid van de methode kan pas volledig worden beoordeeld wanneer over een langere periode resultaten van meerdere zuiveringen kunnen worden getoetst aan de berekende dimensionering. Aan de slibproductie zal aandacht moeten worden geschonken omdat de formules voor de berekening van de slibproductie ontwikkeld zijn op basis van gegevens van zuiveringsinrichtingen met een volumebelasting  $\geq 1 \text{ kg BZV}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ <sup>[27]</sup>. Daarnaast zal een correctie plaats moeten vinden bij voordennitrificatie met recirculatiefactoren anders dan 5 (zie 3.4).

Bij elke toepassing van dimensioneringsrichtlijnen moet men zich realiseren dat de voorspellende waarde beperkt is, omdat de samenstelling van afvalwater en biomassa en de interactie tussen beide factoren niet exact kunnen worden beschreven.

Als toevoeging bij het handboek stikstofverwijdering is via de STOWA een softwarepakket verkrijgbaar waarmee de dimensioneringsberekeningen volgens HSA eenvoudig met behulp van een PC kan worden uitgevoerd.

## 3.3 IAWPRC actief-slibmodel

De IAWPRC Task Group on Mathematical Modelling heeft in 1986 een model opgesteld voor de zuiveringsprocessen in een compleet gemengde reactor<sup>[29],[28]</sup>. Het model kan worden gebruikt om inzicht te krijgen in de dynamische processen in de verschillende onderdelen van het actief-slibstelsel. Het model is niet opgezet als dimensioneringsmethode.



### Technologische achtergrond

Het IAWPRC-model onderscheidt de volgende omzettingsprocessen<sup>[29]</sup> :

1. aërobe groei van heterotrofen
2. anoxische groei van heterotrofen
3. aërobe groei van autotrofen
4. afsterving van heterotrofen
5. afsterving van autotrofen
6. ammonificatie van opgeloste organische stikstof
7. hydrolyse van onopgelost organisch materiaal
8. hydrolyse van onopgeloste organische stikstof.

De groei van de biomassa wordt bepaald door de groei en afsterving van de heterotrofe en autotrofe bacteriën (proces 1 t/m 5). De processen 6 t/m 8 zijn de omzetting van onopgeloste organische verbindingen in makkelijk afbreekbaar organisch materiaal en ammoniak. Deze producten zijn vervolgens weer substraat voor de groei van de bacteriën.

Het model heeft de volgende kenmerken:

- er wordt onderscheid gemaakt in acht omzettingsprocessen en dertien componenten die bij de omzettingen betrokken zijn (zie bijlage 5);
- de omzettingssnelheden in het model zijn gebaseerd op de Monod-kinetiek. De snelheden worden bepaald door de concentraties van de componenten en diverse kinetische en stoichiometrische parameters;
- de concentraties van de componenten worden uitgedrukt in g CZV/l of g N/l. Er zijn zeven vormen van CZV en vier vormen van stikstof geformuleerd;
- de groeisnelheden van autotrofen onder aërobe condities en van heterotrofen onder anoxische omstandigheden staan voor respectievelijk de nitrificatie- en de denitrificatiesnelheid;
- voor de heterotrofe ademhaling wordt gemakkelijk afbreekbaar opgelost CZV als substraat gebruikt. De gebruikelijke splitsing van de ademhaling in snelle heterotrofe afbraak van BZV en endogene ademhaling is in het model verwerkt door de afbraak van makkelijk afbreekbare, opgeloste CZV te vergelijken met de snelle afbraak van BZV, en de endogene ademhaling te beschouwen als de ademhaling van CZV die beschikbaar komt door hydrolyse van langzaam afbreekbaar CZV en afgestorven bacteriemateriaal.

De omzettingssnelheden zijn afhankelijk van de heersende substraatconcentratie. Simulaties met het model hebben derhalve een dynamisch karakter en het gebruik van een computer is noodzakelijk in verband met het grote aantal gekoppelde berekeningen.

### Invoergegevens en uitkomsten

Voor de simulatie zijn de volgende invoergegevens nodig:

- influent: concentraties van de diverse fracties en debiet (en het verloop hiervan in de tijd);
- kinetische en stoichiometrische parameters;
- procescondities: temperatuur, zuurstofconcentratie;
- configuratie: tankvolumina, recirculatie-debiet.

Simulaties met het model hebben als uitkomst het dynamische verloop van de concentraties in de tanks en in het effluent.

### Beschrijving van de werkwijze

Het IAWPRC-model geldt voor een compleet gemengde reactor. Een rwzi kan worden beschouwd als een aantal gemengde reactoren met verschillende beluchtingsregimes. Er dient dus eerst te worden vastgesteld welke combinatie van gemengde reactoren de te simuleren rwzi het best benadert. Een voordennitrificatiesysteem kan bijvoorbeeld bestaan uit een onbeluchte reactor gevolgd door een beluchte reactor in combinatie met recirculatie. Een circuit kan worden gesimuleerd door meerdere reactoren met verschillende zuurstofconcentraties achter elkaar te plaatsen en een hoge recirculatie toe te passen.



### Toepassing

Het IAWPRC-model heeft niet in eerste instantie tot doel richtlijnen te geven voor de dimensionering van rwzi's. Het is een dynamisch model dat 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 (tankvolumina, recirculatie-debiet) of in de procescondities (temperatuur, zuurstofconcentratie) op de effluentconcentraties worden bestudeerd. Door het dynamische karakter kan het model worden gebruikt om meet- en regelprocessen te simuleren. Voor het verkrijgen van betrouwbare resultaten is het evenwel essentieel om een goede schatting te maken van de parameters en de samenstelling van het influent, opgesplitst in de verschillende CZV- en N-fracties.

Kennis van de waarde van de parameters onder Nederlandse condities kan de voorspellingswaarde van de simulatieprogramma's verhogen. Hiervoor moet een verdergaande ijking met literatuurwaarden en praktijkwaarden plaatsvinden en moet de gevoeligheid van het model voor de waarde van de parameters worden getoetst. Bovendien dient te worden vastgesteld in hoeverre voor elk afvalwater een herafweging moet plaatsvinden van de parameters en influentkarakteristieken. Volgens de IAWPRC is het noodzakelijk om voor iedere toepassing de influentsamenstelling en de waarde van parameters als de groei en de afsterving van de autotrofen nauwkeurig te bepalen.

### Evaluatie IAWPRC Activated sludge model

Vanuit de kinetiek geeft het model een gedetailleerde omschrijving van de processen die plaatsvinden in een waterzuiveringssysteem. Met de juiste uitgangsggegevens lijkt het model geschikt voor koppeling van theorie en praktijk, voor systeemvergelijking, optimalisering van de bedrijfsvoering. Mogelijk kan het worden gebruikt voor dimensionering en ontwerp.

Praktische toepassing lijkt vooralsnog niet eenvoudig door het grote aantal (veelal moeilijk meetbare) parameters. Toetsing van de diverse parameters en influentkarakteristieken onder Nederlandse condities is nodig om het model te kunnen gebruiken voor systeemvergelijking en voor optimalisering en eventueel dimensionering van rwzi's.

## 3.4 Toepassing van de HSA-dimensioneringsmethode bij zuiveringssystemen

De basisdimensionering van nitrificatie en denitrificatie vertoont bij de diverse procesvormen grote parallellen. Enkele belangrijke factoren die de dimensionering beïnvloeden, worden hier behandeld.

### 3.4.1 *Invloed van de procesconfiguratie en recirculatie*

De grootte van het nitrificatievolume in de beschreven dimensioneringsmethoden is onafhankelijk van het gekozen systeem (circuit, intermitterend belucht, voordennitrificatie). De achtergrond hiervan is dat de aërobe slijbleeftijd maatgevend is en de capaciteit van de nitrificeerders in alle systemen gelijk is.

Uitgaande van de Monod-kinetiek is het denkbaar dat de nitrificatiesnelheid wel afhankelijk is van de configuratie en met name van de heersende ammoniumconcentraties. In een propstroom-nitrificatiereactor vertoont de ammoniumconcentratie een gradiënt van de influentwaarde (gecorrigeerd voor retourslib en recirculatie) aan het begin tot de effluentwaarde aan het eind van de reactor; in een volledig gemengde tank heerst overal de (lage) effluentconcentratie. Door het concentratie-effect kan de gemiddelde nitrificatiesnelheid in een propstroomreactor 36% hoger zijn dan in een volledig gemengd systeem<sup>[30]</sup>. Dit berekende effect is nog niet in praktijkmetingen bevestigd.

De beschikbaarheid van (gemakkelijk afbreekbare) BZV blijkt veelal de beperkende factor voor een volledige denitrificatie te zijn. De procesconfiguratie bepaalt of de aangevoerde BZV beschikbaar is voor denitrificatie. De procesconfiguratie kan de zekerheid tot het behalen van de stikstofeis vergroten. In een aëratiecircuit zal door de sterkere uitvlaking van de



concentraties en BZV-transport naar de beluchte zones eerder BZV-limitatie optreden dan in systemen waar de denitrificatie en nitrificatie gescheiden zijn.

Daarnaast heeft de configuratie invloed op de denitrificatiesnelheid. Deze is sterk afhankelijk van de heersende concentratie beschikbare BZV. Afhankelijk van het zuiveringsstelsel en de configuratie zullen plaatsen met een hoge BZV-concentratie aanwezig zijn of zal de BZV-concentratie overal even laag zijn. Daarom wordt bij aëratiecircuits, vanwege de grote verdunning, met een lagere denitrificatiesnelheid gerekend dan bij voordenenitrificatie. Het cascadesysteem en systemen met alternerende of intermitterende beluchting hebben naar verwachting een met voordenenitrificatie vergelijkbare BZV-gradiënt en denitrificatiesnelheid.

In bijlage 4 worden met behulp van de HSA-methode een voordenenitrificatie en een aëratiecircuit gedimensioneerd voor een 100.000 i.e. rwzi met voorbezinking bij een gemiddelde Nederlandse afvalwatersamenstelling.

Uit de berekeningen blijkt:

- de aërobe slijbleeftijd van beide systemen is gelijk. De totale slijbleeftijd van het aëratiecircuit is echter 7% groter dan van het voordenenitrificatiesysteem; dit komt doordat het voordenenitrificatiesysteem effectiever gebruik maakt van de BZV, waardoor de denitrificatieruimte kleiner kan zijn;
- door de effectievere denitrificatie is de slijbelasting van het voordenenitrificatiesysteem 7% hoger dan bij het aëratiecircuit;
- de verhouding  $V_d/V_n$  bedraagt 0,44 bij voordenenitrificatie en 0,48 bij het aëratiecircuit.

Het positieve effect van de BZV-concentratie op de denitrificatiesnelheid wordt in het HSA-model verdisconteerd in de dimensieloze factor  $a$ . Deze bedraagt 1 bij simultane denitrificatie in aëratiecircuits. Bij voordenenitrificatiesystemen (met name bij lage  $V_d/V_n$ ) is  $a$  groter dan 1. De berekening van het HSA-model is toepasbaar voor een recirculatieverhouding van 5, dit is inclusief retourslib. Uit balansberekeningen en de resultaten van semi-technisch onderzoek met voordenenitrificatie is echter gebleken dat bij gemiddeld samengesteld afvalwater en bij een geringe bijdrage van simultane denitrificatie in de nitrificatieruimte, recirculatiefactoren van 8 tot 10 nodig zijn om 10 mg N-totaal/l te halen. Het HSA-model geeft geen oplossing voor de dimensionering van de denitrificatieruimte bij dergelijke recirculatiefactoren, maar verwijst naar een onderzoek van Hofmann<sup>[31]</sup>.

Hofmann heeft proefondervindelijk de invloed vastgesteld van (onder meer) de debiet/volume-verhouding  $\omega$  op de denitrificatiesnelheid. De debiet/volume-verhouding  $\omega$  is gedefinieerd als de totale stroom die per dag de nitrificatie- en denitrificatieruimte passeert, gedeeld door het gezamenlijk volume van beide ruimten. De factor  $\omega$  wordt berekend met:

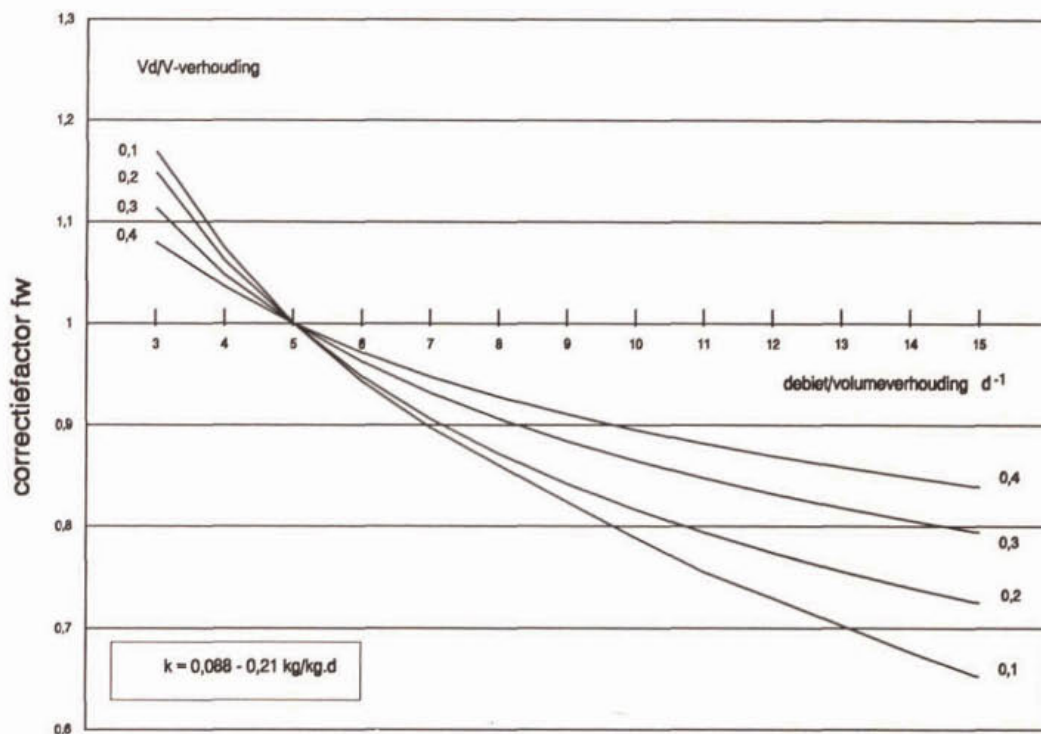
$$\omega = \frac{Q_i * (1 + Rn)}{V_d + V_n} \quad (18)$$

met:

- $\omega$  = debiet/volume-verhouding ( $d^{-1}$ )
- $Q_i$  = gemiddelde dagaanvoer ( $m^3/d$ )
- $Rn$  = recirculatieverhouding inclusief retourslib (-/-)
- $V_d$  = denitrificatievolume ( $m^3$ )
- $V_n$  = nitrificatievolume ( $m^3$ )

De factor  $\omega$  ( $d^{-1}$ ) is niet verward worden met de dimensieloze recirculatiefactor  $Rf$ , die de verhouding aangeeft tussen het recirculatie-debiet en het influent-debiet. De verhouding tussen  $\omega$  en  $Rf$  is per rwzi verschillend, onder meer afhankelijk van de slijbelasting, het drogestofgehalte in de aëratieruimte en de geconcentreerdheid van het afvalwater.

De metingen van de denitrificatiesnelheid bij verschillende recirculatiefactoren zijn door Hofmann vertaald naar een correctiefactor voor de denitrificatiesnelheid afhankelijk van  $\omega$  (figuur 6).



Figuur 6: Correctiefactor  $f_{\omega}$  voor de invloed van de debiet/volume-verhouding  $\omega$  op de denitrificatiesnelheid  $a$ .

De proeven van Hofmann zijn uitgevoerd bij slibbelastingen tussen 0,08 en 0,21 kg BZV/(kg d.s.d) en  $V_d/V$ -verhoudingen tussen 0,1 en 0,4. Vergaande N-verwijdering vereist in het algemeen een slibbelasting rond 0,05 kg BZV/(kg d.s.d) en  $V_d/V$ -verhouding 0,3 - 0,5. Niet bekend is in welke mate een fout wordt geïntroduceerd bij extrapolatie van de waarden van Hofmann naar slibbelastingen  $< 0,08$  kg BZV/(kg d.s.d) en  $V_d/V$ -verhoudingen  $> 0,4$ .

De curven van Hofmann bieden de mogelijkheid om de a-factor in het HSA-model te corrigeren voor hogere recirculatiefactoren. De a-waarde bij een hogere recirculatiefactor dan 5 kan worden berekend uit de verhouding tussen  $f_{\omega}$  volgens figuur 6 bij de gewenste recirculatiefactor en  $f_{\omega}$  bij  $R_f = 5$ . De berekening verloopt in drie stappen:

1. De basisdimensionering bij  $R_f = 5$  wordt bepaald; uit de debieten en het volume  $V$  wordt  $\omega_5$  berekend;  $f_{\omega_5}$  wordt afgelezen uit figuur 6.
2. Met de volumina van stap 1 worden bij recirculatiefactor  $x$  de waarden van  $\omega$  en  $f_{\omega}$  berekend; de denitrificatiesnelheid  $a_x$  wordt berekend door de a-waarde van stap 1 te vermenigvuldigen met  $f_{\omega_x}/f_{\omega_5}$ . De HSA-dimensionering wordt berekend met deze  $a_x$ . Dit levert een eerste benadering van de volumes  $V_d$  en  $V_n$ .
3. Stap 2 wordt herhaald, waarbij  $\omega_x$  en  $f_{\omega_x}$  berekend worden op basis van de gecorrigeerde  $V_d$  en  $V_n$ .

Rekenvoorbeeld:

Een 100.000 i.e. voordennitrificatiesysteem met 15.00  $m^3/d$  dagaanvoer wordt bij  $R_f = 5$  gedimensioneerd op slibbelasting 0,05 kg BZV/(kg d.s.d) en 27.000  $m^3$  aëratievolume met 10.800  $m^3$  denitrificatie- en 16.200  $m^3$  nitrificatievolume ( $V_d/V_n = 40/60$ ). Bij recirculatiefactor  $R_f = 5$  (inclusief retourslib), bedraagt voor deze rwzi de  $\omega$ -factor 3,3  $d^{-1}$ . Wanneer bij deze rwzi de recirculatie wordt verhoogd tot  $R_f = 10$ , neemt  $\omega$  toe tot 6,1  $d^{-1}$ . Bij 40% denitrificatievolume, bedraagt volgens figuur 6 de correctiefactor  $f(\omega) = 1,07$  voor  $\omega = 3,3 d^{-1}$  en  $f(\omega) = 0,97$  voor  $\omega = 6,1 d^{-1}$ . Wanneer bij deze rwzi de recirculatiefactor wordt vergroot van  $R_f = 5$  (conform



HSA-basisdimensionering) tot  $R_f = 10$ , neemt volgens de Hofmann-curves de denitrificatiesnelheid af tot  $(0,97/1,07) \cdot 100 = 90,7\%$  van de basiswaarde. Bij deze denitrificatiesnelheid wordt een nieuw denitrificatievolume van  $10.800:90,7\% = 11.900 \text{ m}^3$  berekend. Door het nieuwe (grotere totaalvolume daalt  $\omega_{\text{tot}}$   $5,8 \text{ d}^{-1}$  en neemt  $f\omega$  toe tot  $0,98$ . Hierbij bedraagt de denitrificatiesnelheid  $(0,98/1,07) \cdot 100 = 91,6\%$  van de basiswaarde. de gecorrigeerde dimensionering leidt tot  $11.800 \text{ m}^3$  denitrificatie- en  $16.200 \text{ m}^3$  nitrificatieruimte.

Bij deze berekeningen moet worden aangetekend dat de slibbelasting van  $0,05 \text{ kg BZV}/(\text{kg d.s.d})$  beneden het gebied ligt waarin de experimenten van Hofmann zijn uitgevoerd.

### 3.4.2 *Influenteigenschappen*

#### BZV/N-verhouding

Bij denitrificatie worden elektronen overgedragen van organische verbindingen naar nitraat. Theoretisch kan worden berekend dat  $2,86 \text{ g CZV}$  aan reductie-equivalenten nodig is bij de omzetting van één  $\text{g NO}_3\text{-N}$  naar  $\text{N}_2$ .

De betrokken micro-organismen zullen echter naast een hoeveelheid CZV voor energiewinning (elektronenoverdracht) ook CZV gebruiken voor groei. De totaal benodigde CZV voor denitrificatie is dus hoger dan  $2,86 \text{ g CZV/g NO}_3\text{-N}$ . In de BZV-bepaling wordt het werkelijk zuurstofverbruik gemeten bij de omzettingen van een hoeveelheid organisch materiaal; de inbouw in celmateriaal is daarbij reeds verdisconteerd. Dit betekent dat de BZV in principe een betere maat is voor de beschikbare reductie-equivalenten dan de CZV. Een nadeel is echter de invloed van de tijd ( $\text{BZV}_5$  of  $\text{BZV}_1$ ) en de reproduceerbaarheid. In Denemarken wordt als richtwaarde voor denitrificatie een  $\text{BZV/NO}_3\text{-N}$  verhouding van  $4 - 4,5$  aangehouden<sup>[32]</sup>.

De  $\text{BZV/NO}_3\text{-N}$  verhouding in de denitrificatiezone is niet gelijk aan de  $\text{BZV/N}$ -verhouding van het influent, omdat een deel van de stikstof in het celmateriaal en het effluent terecht komt, en dus niet behoeft te worden gedenitrificeerd. Met behulp van een massabalans kan de werkelijke  $\text{BZV/NO}_3\text{-N}$ -verhouding worden bepaald. Deze kan aanzienlijk groter zijn dan de  $\text{BZV/N}_{\text{inf}}$ -verhouding.

Het effect van de  $\text{BZV/N}$ -verhouding kan met de HSA-methode worden berekend.

Bij een afvalwater met een hoge  $\text{BZV/N}$ -verhouding zal de meeste stikstof in het slib worden ingebouwd, zodat de denitrificatiezone klein zal zijn. Hierdoor zal de totale slibleef tijd bijna gelijk zijn aan de aërobe slibleef tijd. Wordt de  $\text{BZV}$ -concentratie in het rekenvoorbeeld van bijlage 4 verhoogd van  $210$  naar  $500 \text{ mg/l}$  dan bedraagt het denitrificatievolume nog maar  $10\%$  van het totaalvolume. Bij een afvalwater met een  $\text{BZV/N} = 2$  zal de denitrificatiezone daarentegen meer dan  $50\%$  van het totale volume bedragen. De totale slibleef tijd zal daardoor meer dan tweemaal zo groot zijn als de aërobe slibleef tijd. Bij halvering van de  $\text{BZV}$ -concentratie in het voorbeeld met voordennitrificatie wordt de totale slibleef tijd  $124 \text{ d}$ . De denitrificatiesnelheid wordt in deze situatie bepaald door de slibmineralisatie en is zeer laag. De grenzen van de toepasbaarheid van de methode worden hier overschreden.

#### aanvoervariaties

De variaties in debiet en samenstelling van het influent leiden tot variaties in de effluentkwaliteit. Gedurende de daguren (bij hoge aanvoer) stijgt de  $\text{NH}_4^+$ -effluentconcentratie; gedurende de nachturen kan de nitraatconcentratie stijgen, wanneer onvoldoende  $\text{BZV}$  binnenkomt of de denitrificatiezone niet meer zuurstofloos is.

In Nederland zijn de effluenteisen gebaseerd op gemiddelden en wordt geen maximum gesteld aan piekconcentraties. De gemiddelde effluentconcentraties liggen in geval van grote aanvoervariaties hoger dan bij een gelijkmatige aanvoer. Bij de HSA-methode wordt ter compensatie van de aanvoervariatie de 'Schwankungsfactor S' gehanteerd. De 'Schwankungsfactor' is vooral van belang voor de bepaling van de minimale aërobe slibleef tijd en het volume van de nitrificatiezone.

Wanneer voorbezinking en slibgisting worden toegepast, kan het slibwater van de indikking en ontwatering een periodieke verhoging van de stikstofbelasting geven. In veel gevallen vindt de slibontwatering gedurende de daguren plaats, zodat deze N-vracht (tot  $15\%$  van de influent-N

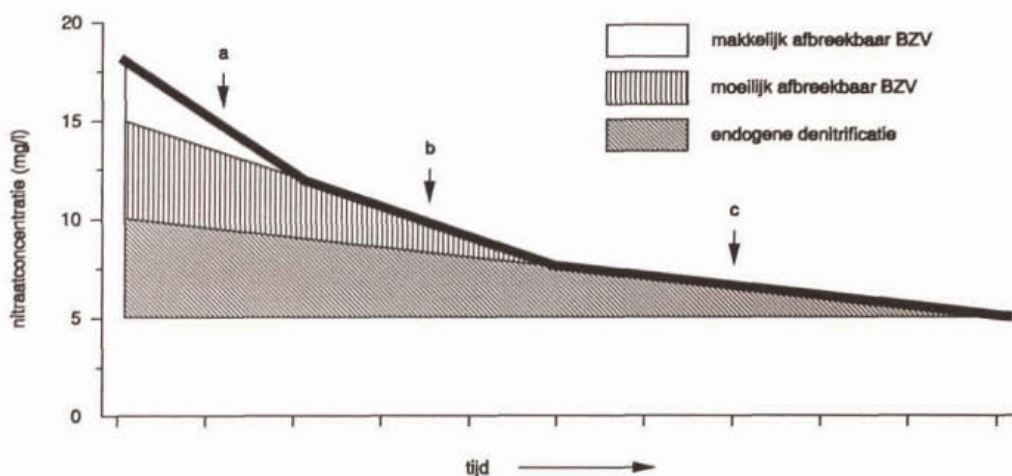


vracht) de influentdagpiek verhoogt. Hierdoor kan de effluentkwaliteit verslechteren. Bij simultane aërobe slibstabilisatie (geen voorbezinking en gisting) bedraagt de  $N_{\text{tot}}$ -vracht in het slibwater van de indikker slechts circa 1 % van de influentvracht<sup>[33]</sup>.

#### kwaliteit van de BZV

Zoals in paragraaf 2.5.2 is vermeld, is de denitrificatie afhankelijk van de gemakkelijk afbreekbare BZV-fracties. Wanneer een hoeveelheid slib wordt samengebracht met een hoeveelheid afvalwater en een overmaat nitraat, kan het verloop van de denitrificatie worden gevolgd aan de afname van de nitraatconcentratie. Dit vertoont in het algemeen een vorm zoals weergegeven in figuur 7. Een dergelijk profiel ontstaat doordat de afname van de nitraatconcentratie in de tijd bepaald wordt door drie processen:

- denitrificatie door makkelijk beschikbaar influent-BZV;
- denitrificatie door moeilijker beschikbaar influent-BZV;
- denitrificatie op basis van endogene ademhaling.



Figuur 7: Voorbeeldprofiel van denitrificatiesnelheidsmeting met ruw afvalwater in een batchreactor<sup>[34]</sup>.

De drie processen treden gelijktijdig op zolang de daarvoor benodigde BZV-bron beschikbaar is. Zo wordt het verschil in helling tussen de fasen a en b veroorzaakt door het opraken van de makkelijk beschikbare BZV. Bij de overgang naar fase c rest alleen nog de endogene ademhaling.

De vorm van de curve en de verhouding tussen bovengenoemde BZV-fracties kan per situatie verschillen. Daarbij spelen ondermeer de aard van het afvalwater (huishoudelijk, industrieel) en de omzettingen in het rioolstelsel een rol. Voorts is de voorbehandeling in de rwzi van invloed (zie 3.4.3).

Bij zeer goed afbreekbaar CZV verloopt de denitrificatie snel, zodat de denitrificatiezone kleiner kan zijn dan bij slecht afbreekbare CZV. Dit is in de dimensionering in de praktijk echter moeilijk te kwantificeren.

Op sommige rwzi's zal voor een volledige denitrificatie continu of periodiek dosering van een externe koolstofbron nodig zijn. Bij periodieke dosering van methanol als koolstofbron kan maar een kleine fractie van de heterotrofe denitrificerende micro-organismen deze stof direct als koolstofbron gebruiken. Ondanks de BZV-dosering kan dan onvoldoende denitrificatie optreden. Bij periodieke dosering heeft acetaat wel het gewenste effect, omdat het direct voor bijna alle heterotrofe denitrificerende micro-organismen beschikbaar is<sup>[35]</sup>. Bij continuë dosering van



methanol vindt adaptatie plaats, zodat na een maand dezelfde denitrificatiecapaciteit wordt verkregen als met acetaat<sup>[35]</sup>.

#### alkaliteit

De pH daalt door nitrificatie en stijgt door denitrificatie. Het water is voldoende gebufferd als de alkaliteit (of bicarbonaat-hardheid) in de actief-slibinstallatie groter is dan 2 mmol/l. Bij te lage alkaliteit kan worden besloten tot dosering van kalk. De alkaliteit in het actief slib kan worden benaderd met behulp van de bicarbonaat-hardheid ( $H_0$ ) van het drinkwater in het betreffende gebied en de effluentconcentraties  $NH_4^+$  en  $NO_3^-$  in mg N/l:

$$H = H_0 + 1/14 * (NH_4-N - NO_3-N) \quad (\text{mmol/l}) \quad (19)$$

In Nederland neemt de kans op lage alkaliteit toe door de invoering van centrale drinkwaterontharding. De hardheid en alkaliteit dienen volgens het waterleidingbesluit respectievelijk 1,5 en 1 mmol/l te bedragen. Voor de alkaliteit wordt echter een minimale waarde van 2 mmol/l aanbevolen om pH-schommelingen in het leidingnet te voorkomen<sup>[36]</sup>. Deze waarde is nog net gelijk aan de benodigde restalkaliteit voor een ongehinderde N-verwijdering. De kans op problemen met de alkaliteit kunnen hierdoor in de toekomst wel groter worden.

#### 3.4.3 *Invloed van voorbezinking*

Toepassing van voorbezinking heeft de volgende effecten op de stikstofverwijdering:

- door de verwijdering van zwevende stof daalt de productie van secundair slib; hierdoor neemt de slibleeftijd toe; dit is gunstig voor de nitrificatie;
- door BZV-verwijdering in de voorbezinking neemt de biologische belasting af; dit is gunstig voor de nitrificatie;
- omdat de netto verwijdering van stikstof (rekening houdend met retourwater) geringer is dan van BZV, daalt de BZV/N-verhouding; dit is ongunstig voor de denitrificatie.

In de voorbezinktank zullen voornamelijk de slecht en minder goed afbreekbare fracties worden verwijderd. De initiële denitrificatiesnelheid zal hierdoor gelijk zijn. De invloed van voorbezinking op de totale beschikbaarheid van BZV voor denitrificatie is minder duidelijk; waarschijnlijk zou een deel van de verwijderde BZV via hydrolyse beschikbaar zijn gekomen voor denitrificatie.

In bijlage 4 wordt op basis van HSA een voorbeelddimensionering gegeven van een 100.000 i.e. aëratiecircuit met en zonder voorbezinking.

Uit de berekeningen blijkt:

- de aërobe slibleeftijd van beide systemen is gelijk. De totale slibleeftijd van het systeem zonder voorbezinking is 25% korter, wat wordt veroorzaakt door de hogere slibproductie;
- het totale volume van het aëratiecircuit zonder voorbezinking is 42% groter dan met voorbezinking; het grotere volume is het gevolg van de grotere BZV-vracht en het hogere gehalte inert materiaal in het actief slib.
- het denitrificatievolume van het aëratiecircuit zonder voorbezinktank is door het grotere aandeel inert materiaal iets groter dan het aëratiecircuit met voorbezinktank. Het veel grotere nitrificatievolume wordt bepaald door de aërobe slibleeftijd.

Geconcludeerd kan worden dat toepassing van voorbezinking gunstig is voor de stikstofverwijdering, mits de BZV/ $NO_3$ -N verhouding niet beneden de voor denitrificatie vereiste waarde komt. Voorlopig wordt voor deze minimale waarde een BZV/ $NO_3$ -N verhouding van 4 - 4,5 aangehouden<sup>[32]</sup>. De BZV/ $NO_3$ -N-verhouding in de denitrificatieruimte wordt berekend met een stikstofbalans.

#### 3.4.4 *Effluentsamenstelling*

De totaal-stikstof is samengesteld uit Kjeldahl-stikstof, nitriet en nitraat. De nitrietconcentratie is vrijwel altijd zeer laag. In het algemeen bevat het effluent circa 2 mg  $N_{org}$ /l aan moeilijk



afbreekbare organische stikstof. Dit betekent dat om aan 10 mg  $N_{\text{tot}}/l$  te voldoen, de ammonium- en nitraatconcentratie samen 8 mg N/l mogen bedragen. Hieruit blijkt dat de speelruimte in de processturing marginaal is. Er zijn enkele gevallen bekend met een hoge effluentfractie organische stikstof (o.a. Roermond met 4 à 5 mg Kj-N/l). In deze situaties zijn nog lagere  $NH_4^+$ - en  $NO_3^-$ -concentraties vereist.

In veel gevallen zal de denitrificatie beperkend zijn, bijvoorbeeld wegens een lage BZV/ $NO_3^-$ -N verhouding, een slechte BZV-kwaliteit in het influent, of beperkingen aan de nitraat-recirculatie. De effluentsamenstelling kan dan bijvoorbeeld bestaan uit 2 mg  $NH_4-N$  + 2 mg  $N_{\text{org}}$  + 6 mg  $NO_3-N$  per liter.

### 3.4.5 Dimensionering in relatie tot temperatuurpatroon

De Nederlandse stikstofrichtlijn is gebaseerd op een jaargemiddelde concentratie van 10 mg  $N_{\text{tot}}/l$ . Dit jaargemiddelde wordt bepaald op basis van debietproportionele etmaalmonsters. Dit betekent dat de daggemiddelde concentratie incidenteel overschreden mag worden, mits deze overschrijdingen door waarden onder het gemiddelde gecompenseerd worden. Daarnaast zorgen etmaalmonsters ervoor dat pieken gedurende een dag al gedempt worden, in afwijking van de Duitse situatie. In de Duitse richtlijnen wordt uitgegaan van een minimale actief-slibtemperatuur van 12°C waarboven zuiveringen groter dan 5.000 E.W. (1 E.W.  $\equiv$  60 g BZV<sub>5</sub>/i.e.d) altijd moeten voldoen aan de gestelde effluenteis van 18 mg  $N_{\text{tot}}/l$ , getoetst op basis van een gekwalificeerde steekmonster. Een gekwalificeerd steekmonster is samengesteld uit minstens vijf steekmonsters die in een periode van twee uur met een minimaal tijdsverschil van twee minuten genomen zijn. Voor de praktijk betekent dit dat de rwzi's ontworpen dienen te worden op een gemiddelde effluentconcentratie van  $\leq 10$  mg  $N_{\text{tot}}/l$ <sup>[37]</sup>.

Omdat in Nederland een jaargemiddelde eis is gesteld, moet rekening worden gehouden met het verloop van de watertemperatuur over het jaar. In het algemeen zal het niet noodzakelijk zijn om te dimensioneren met de minimum watertemperatuur als ontwerptemperatuur. Bij hogere temperaturen zou dan een zekere overcapaciteit bestaan, waardoor het jaargemiddelde beter zou zijn dan vereist. Maar dimensioneren met de gemiddelde jaartemperatuur als ontwerptemperatuur is evenmin correct. Er wordt dan voorbij gegaan aan het feit dat na een koude periode de populatie nitrificeerders een aantal weken nodig heeft om zich te herstellen. Een rekenexercitie is uitgevoerd om het verloop van de nitrificatiecapaciteit in de loop van het jaar vast te stellen, uitgaand van verschillende ontwerptemperaturen (zie bijlage 6). De rekenoefening is gebaseerd op het verloop van het aandeel nitrificeerders in het actief slib en de omzettingssnelheid van de bacteriën, afhankelijk van de heersende temperatuur. Door bij een gegeven temperatuurpatroon de nitrificatiecapaciteit te berekenen per periode van 2 weken, kan de jaargemiddelde effluentconcentratie berekend worden. De jaargemiddelde Kj-N-effluentconcentratie bij een gegeven temperatuurverloop is berekend voor drie dimensioneringen van een fictieve rwzi, waarbij de rwzi met de HSA-methode is gedimensioneerd op 9, 10 en 13,4°C. De laatste waarde is de jaargemiddelde actief-slibtemperatuur.

De uitwerking laat zien dat bij een ontwerptemperatuur van 9 °C wordt voldaan aan een jaargemiddelde concentratie van 3,1 mg Kj-N/l. Bij het ontwerp op basis van 13,4°C duurt het vele maanden tot de nitrificatie zich herstelt en wordt de eis dus overschreden.

## 3.5 keuzestrategie

De systeemkeuze bij optimalisatie van de N-verwijdering op een rwzi is afhankelijk van een aantal factoren, zoals:

- influentsamenstelling;
- vereiste N-effluentkwaliteit;
- relatie met P-verwijdering;
- praktijkervaring met de betreffende processen;
- processtabiliteit;
- relatie met slibbezinkingseigenschappen;



- technologische, technische, ruimtelijke en hydraulische inpasbaarheid van bestaande voorzieningen;
- invloed op slibverwerking;
- bedrijfsvoeringsaspecten;
- kosten.

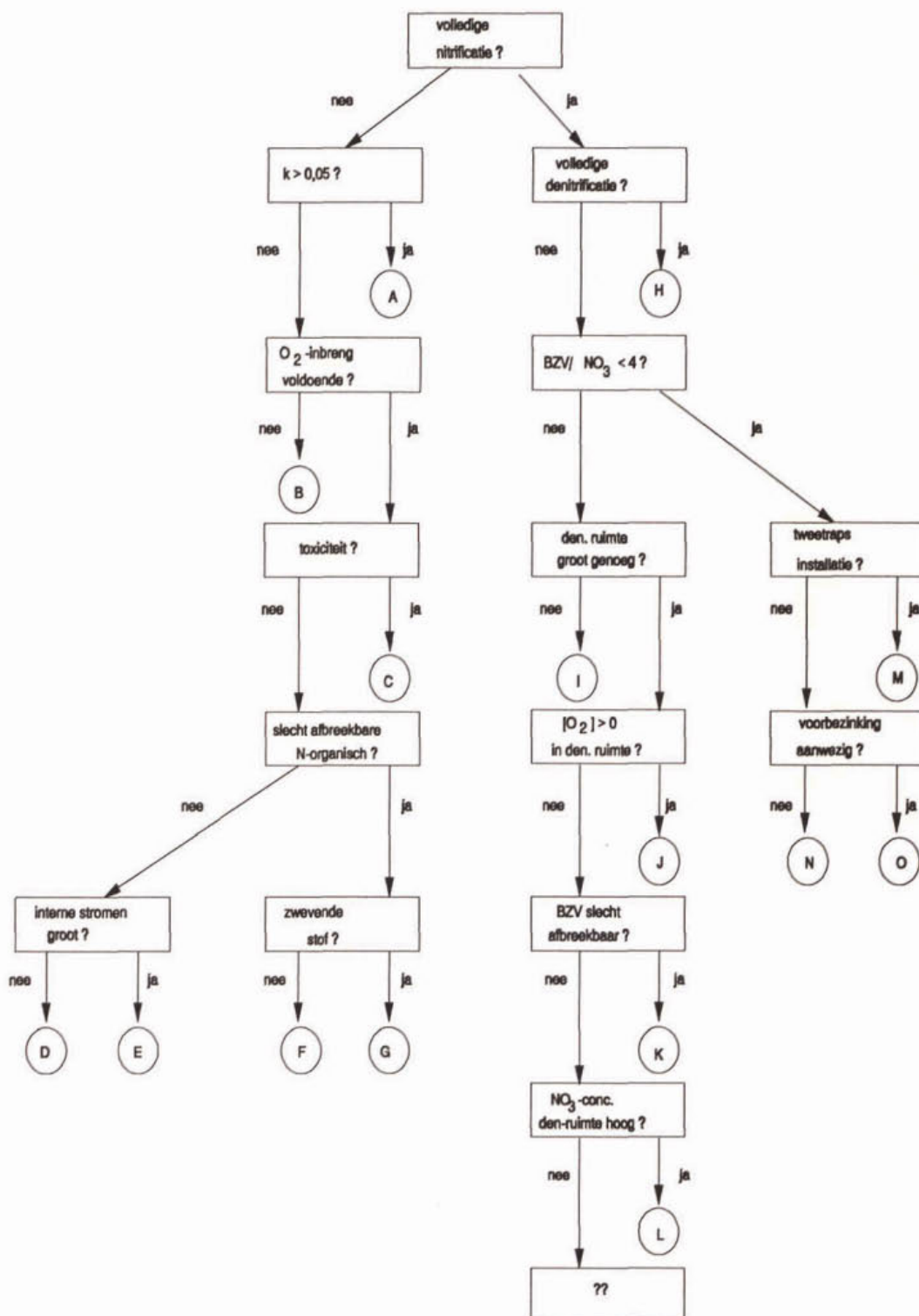
In tabel 6 is voor de belangrijkste systemen een aantal keuzeaspecten in matrixvorm samengevat. In de volgende hoofdstukken worden de systemen nader uitgewerkt.

	Bio-De-nitro	voorde-nitrificatie	simultane denitrificatie	intermitte-rende be-luchting	nagescha-kelde tech-nieken
lage BZV/N	+	+	-	+/-	0
relatie met biologische P-verwijdering	+	+	+/-	+	0
praktijkervaring 10 mg N <sub>tot</sub>	+	+/-	+	+	-
processtabiliteit	++	+	+/-	+	+/-
flexibiliteit (sturing)	+	-	+	+/-	+
bedrijfsvoerings-aspecten (eenvoud)	-	+	+	+/-	-

++ = zeer sterk    + = sterk    +/- = neutraal  
 - = weinig    -- = zeer weinig    0 = onafhankelijk

Tabel 6: Kwalitatieve beoordeling van systemen.

Om inzicht te krijgen hoe ingrijpend optimalisatie van de stikstofverwijdering voor een bestaande rwzi zal zijn, is een diagram met mogelijke knelpunten opgesteld (figuur 8). Voor een verklaring van de letters wordt verwezen naar tabel 7.



Figuur 8: Diagram voor het vaststellen van knelpunten bij stikstofverwijdering in een bestaande rwzi.



A	Controleer (bijvoorbeeld met behulp van het HSA-model) of de slibleeftijd voldoende is voor nitrificatie. Verlaag de slibbelasting als dit niet het geval is.
B	Verhoog de zuurstofinbreng of vergroot de beluchte zone zodat alle $\text{NH}_4\text{-N}$ kan worden genitrificeerd.
C	Voer toxiciteitsproeven uit om aanvoerpatroon en herkomst vast te stellen, identificeer de lozing en probeer deze te voorkomen. Verlaag de belasting tot een niveau waarbij nitrificatie mogelijk is.
D	Fluctueert de influentaanvoer sterk, probeer deze dan te dempen (bijvoorbeeld betere sturing van de aanvoergemalen), waardoor de installatie evenwichtiger wordt belast en mogelijk een beter resultaat geeft.
E	Spreid de aanvoer en/of behandel de interne stromen apart zodat de belasting van de installatie verlaagd wordt. Dit kan noodzakelijk zijn bij rwzi's waar ook slib van andere rwzi's wordt behandeld.
F	Identificeer de slecht afbreekbare stikstofhoudende verbindingen en probeer lozing tegen te gaan.
G	Installeer een effluentfilter. Het filter vangt een deel van de zwevende stof weg waardoor de stikstofvracht in het effluent wordt verlaagd.
H	Aan deze installatie hoeft weinig te gebeuren. Optimalisatie van het chemicaliën- en energieverbruik is mogelijk.
I	Controleer met de HSA-methode of het denitrificatievolume en de recirculatiefactor voldoende zijn voor de gewenste nitraatverwijdering. Als dit niet het geval is, overweeg dan uitbreiding, verhoging van de denitrificatiesnelheid door methanoldosering of nageschakelde denitrificatie.
J	Zuurstof werkt remmend op de denitrificatie. Zorg voor een zeer lage $\text{O}_2$ -concentratie in de denitrificatieruimte. Mogelijkheden zijn aanpassing van het recirculatiedebiet of verlaging van de $\text{O}_2$ -concentratie in de nitrificatieruimte.
K	De denitrificatiesnelheid wordt mede bepaald door de aanwezigheid van makkelijk afbreekbare BZV. Zorg daarom voor voldoende makkelijk afbreekbare BZV in de denitrificatiezone. Bij installaties met een aparte denitrificatieruimte kan een deel van het influent naar deze ruimte worden geleid of kan een externe koolstofbron in deze ruimte worden gedoseerd (methanol of verzuurd primair slib). Bij circuits die onderverdeeld zijn in zones kan de influentstroom in het begin van de anoxische zone worden ingevoerd.
L	Een hoge nitraatconcentratie in de denitrificatieruimte duidt op een te kleine denitrificatiecapaciteit of ongunstige denitrificatie omstandigheden (bijvoorbeeld teveel zuurstof-toevoer). Dit kan het gevolg zijn van een te korte verblijftijd om al het naar de denitrificatieruimte gevoerde nitraat te denitrificeren. De zuurstoftoevoer kan beperkt worden door aanpassing van de zuurstofsturing van de nitrificatie of een lagere recirculatie toe te passen. De denitrificatiecapaciteit kan worden verhoogd door vergroting van het volume.

Tabel 7: Verklarende lijst bij figuur 8.

M	Verminder de BZV-verwijdering van de eerste trap door een kortere verblijftijd of minder beluchten, zodat meer BZV beschikbaar is voor denitrificatie in de tweede trap, of by-pass de eerste trap. Verlaging van de BZV-verwijdering in de eerste trap leidt tot een hogere slibbelasting in de tweede trap. Dit kan bij onvoldoende nitrificatie-overcapaciteit tot onvolledige nitrificatie leiden. Doseer een externe koolstofbron om voldoende BZV voor denitrificatie te krijgen.
N	De influent BZV/N-verhouding is te laag om vergaand te kunnen denitrificeren. Dosering van een externe koolstofbron wordt noodzakelijk.
O	Een VBT vangt een deel van de beschikbare BZV weg, waardoor de BZV/NO <sub>3</sub> -N-verhouding te klein (BZV/NO <sub>3</sub> -N < 4 - 4,5) kan worden voor volledige denitrificatie. Door een deel van het influent om de VBT heen te leiden kan de BZV/NO <sub>3</sub> -N-verhouding boven deze minimale waarde worden gebracht. Bij rwzi's waar de BZV/NO <sub>3</sub> -N-verhouding in de toevoer van de denitrificatieruimte te klein is, kan overwogen worden om voor de resterende te denitrificeren hoeveelheid nitraat een koolstofbron te doseren. Een andere optie is het primair slib te verzuren en dit vervolgens in de denitrificatieruimte te doseren.
??	Andere tot nu onbekende oorzaken remmen de denitrificatie. In dit geval zal eerst onderzoek uitgevoerd moeten worden, voordat maatregelen getroffen kunnen worden.

Vervolg tabel 7: Verklarende lijst bij figuur 8.

Zowel het diagram als de tabel zijn niet volledig maar geven de belangrijkste knelpunten in de stikstofverwijdering weer.

Voor een uitgebreide uitleg van de optimalisatie per systeem wordt verwezen naar de hoofdstukken waarin de betreffende systemen worden behandeld.

### 3.6 Interacties met andere processen

De stikstofverwijdering kan interfereren met andere zuiveringsprocessen. Hieronder wordt een overzicht gegeven van enkele interacties, met verwijzing naar de betreffende beschrijvingen.

- biologische defosfatering in de waterlijn  
De biologische defosfatering kan met de denitrificatie concurreren om de beschikbare BZV. In paragraaf 9.3 wordt hier nader op ingegaan. Voor een uitvoerige beschrijving van het proces wordt verwezen naar de handleiding biologische P-verwijdering<sup>[75]</sup>.
- voorbehandeling van het afvalwater  
Voorbehandeling van het afvalwater door voorbezinking, de eerste trap van een tweetraps installatie en voorzuivering bij de industrie hebben invloed op de BZV/N-verhouding. Bij de genoemde processen wordt voornamelijk BZV verwijderd. Door deze BZV-verwijdering neemt de kans op BZV-limitatie van de denitrificatie toe.  
In hoofdstuk 6 wordt nader ingegaan op twee-trapssystemen.



- voorprecipitatie  
Voorprecipitatie wordt toegepast bij defosfatering of bij overbelaste rwzi's. Door de chemicaliën wordt een hoeveelheid BZV verwijderd. Dit is gunstig voor de nitrificatie maar ongunstig voor de denitrificatie. In paragraaf 9.2 wordt nader op het voorprecipitatieproces ingegaan.
- simultane chemische defosfatering  
Bij simultane chemische defosfatering worden chemicaliën in het actief-slibstelsel gedoseerd voor de P-verwijdering. Hierdoor ontstaat een hoeveelheid chemisch slib waarvoor gecorrigeerd moet worden door vergroting van de hoeveelheid actief slib in het systeem. In paragraaf 9.2 wordt nader op de effecten van de simultane defosfatering ingegaan.
- slibontwatering  
Bij de slibontwatering (vooral bij uitgegist slib) komt een hoeveelheid stikstofrijk slibwater vrij. Deze geconcentreerde stroom kan een relatief grote stikstofbelasting van de rwzi zijn. Met name bij rwzi's die ook extern slib verwerken, kan hierdoor de BZV/N-verhouding worden verlaagd. In paragraaf 9.5 wordt kort ingegaan op de invloed van de interne stromen op de stikstofverwijdering.
- licht-slibbestrijding  
Bij licht-slibbestrijding wordt dikwijls een aërobe selector toegepast. In deze selector vindt adsorptie van CZV aan de slibvlok plaats en wordt een groot deel van de makkelijk afbreekbare BZV aëroob verademd. Hierdoor daalt de hoeveelheid beschikbaar BZV en zal de gemiddelde denitrificatiesnelheid afnemen. Bij kritische BZV/N-verhoudingen kan hierdoor de N-totaalverwijdering geschaad worden.
- drinkwaterontharding  
Door centrale ontharding, die in Nederland op steeds meer plaatsen wordt toegepast, wordt de buffercapaciteit van het drinkwater kleiner. Dit werkt door in de buffercapaciteit van het afvalwater. Hierdoor stijgt de kans op grotere variaties in de pH en het daardoor minder goed verlopen van de stikstofverwijderingsprocessen.
- beluchtingssysteem  
Bij oppervlaktebeluchting moet meer lucht met water in contact worden gebracht dan bij bellenbeluchting om een zelfde zuurstofoverdracht te krijgen. In de winter zal het water daardoor sterker afkoelen. Hierdoor zullen de processen langzamer verlopen en zal voor een wat lagere watertemperatuur gedimensioneerd moeten worden.
- afstemming aëroob/anoësch/anaëroob bij intermitterende beluchting  
Bij N-totaalverwijdering en biologische P-verwijdering door intermitterende beluchting is het van belang dat de duur van de fasen goed op de verschillende processen wordt afgestemd. Optimalisatie van de biologische defosfatering kan worden bereikt door verlenging van de anaërobe periode. Dit kan echter betekenen dat de nitrificatie wordt beperkt waardoor de stikstofverwijdering onvolledig zal zijn. De afstemming van de perioden zal met name bij lage watertemperaturen problemen geven. Hierdoor kan het zijn dat er gekozen moet worden tussen N-totaalverwijdering en biologische defosfatering omdat de benodigde duur van de verschillende fasen te lang wordt om vergaande beide processen naast elkaar te laten plaatsvinden.



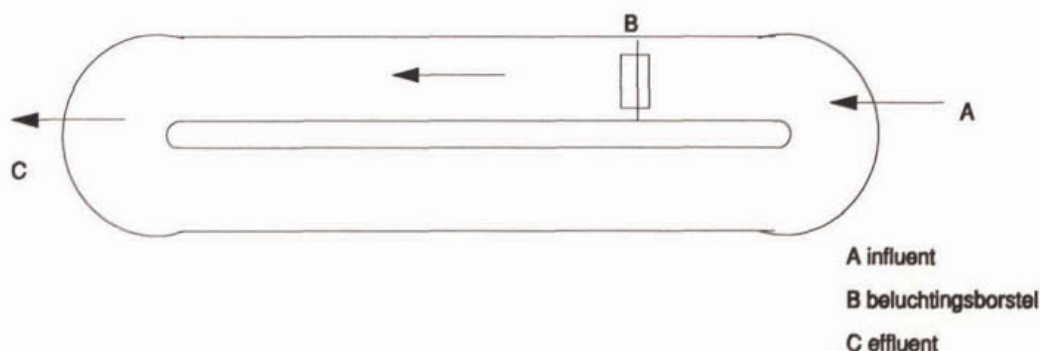
## 4 OPTIMALISATIE VAN DE N-VERWIJDERING IN AERATIECIRCUITS

### 4.1 Bestaande situatie bij aëratiecircuit

De huidige aëratiecircuiten zijn gebaseerd op de door Pasveer ontwikkelde oxydatiesloot. In 1953 werd de eerste proefinstallatie van dit type gebouwd, met een capaciteit van 500 i.e.. Kenmerken van de eerste oxydatiesloot zijn<sup>[38]</sup>:

- het zo ver mineraliseren van het slib dat het surplusslib kan worden gedroogd, zonder dat daarbij onaangename geuren ontstaan. Dit bleek mogelijk te zijn bij een slibbelasting van 50 g BZV/kg "vlok".dag;
- geen voorbezinktank; geen nabezinktank;
- een ringvormige sloot (figuur 9);
- een beluchtingsborstel voor zuurstofinbreng en voortstuwing;
- een stroomsnelheid van 25 à 30 cm/s.

Het influent wordt discontinu toegevoerd. Dit is mogelijk door buffering in het rioolstelsel. Bij een bepaald waterniveau in het rioolstelsel wordt de beluchting gestopt en begint de bezinkfase. Daarna start de influenttoevoer, waarbij gelijktijdig effluentafvoer plaatsvindt. De duur van de fasen kan ingesteld worden met een schakelklok.



Figuur 9: Schema van de eerste oxydatiesloot in Voorschoten.

Pasveer heeft niet alleen de basis gelegd voor de huidige aëratiecircuiten, maar ook voor het in Denemarken ontwikkelde Bio-Denitroproces. Bij dit proces wordt hetzelfde principe toegepast als bij het door Pasveer ontwikkelde Oxydenitroproces<sup>[39]</sup>. Bij het Oxydenitroproces wordt uitgegaan van vier parallelle beluchtingstanks. Het afvalwater wordt continu toegevoerd en achtereenvolgens gedurende een uur aan één van de vier tanks gevoed, waarna deze 3 uur wordt belucht. De totale cyclustijd bedraagt vier uur. In het laatste uur wordt effluent afgelaten.

Kenmerkend voor de huidige aëratie circuitrichtingen is de beluchtingsruimte bestaande uit een ringvormig of (één of meer malen) opgevouwen aaneengesloten aëratiekanaal, waarin het actief slib circuleert. De zuurstofinbreng en de handhaving van de stroomsnelheid vinden vaak gecombineerd plaats door rotoren of puntbeluchters. Ook bellenbeluchting komt voor, in combinatie met gescheiden voortstuwing. De slibbelasting is in het algemeen zeer laag waardoor vele installaties voldoen aan de Pasveercondities<sup>[40]</sup>. Bij sommige grotere systemen wordt voorbezinking toegepast in combinatie met slibgisting.

Door de lage slibbelasting is de slibleeftijd in aëratiecircuiten hoog en vindt vaak volledige nitrificatie plaats. De lage slibbelasting biedt in principe voldoende ruimte (afhankelijk van BZV/N-verhouding) om naast nitrificatie ook denitrificatie te laten plaatsvinden in de niet beluchte delen van het circuit (zie 4.2.2).

Voorwaarde voor vergaande stikstofverwijdering is een goede verhouding tussen aërobe en anoxische zones en/of gunstige omstandigheden voor simultane denitrificatie en nitrificatie. De tankconfiguratie, regelmogelijkheden en processturing moeten daarvoor optimaal zijn.



In tabel 8 is een aantal procesgegevens van aëratiecircuits weergegeven van de jaren 1989, 1990 en 1991.

jaar	1989	1990	1991
aantal rwzi's	239	238	235
totale capaciteit (1000 i.e. à 54 g BZV/d)	5.577	5.863	6.009
slibbelasting (kg BZV/(kg d.s.d))	0,06	0,06	0,05
influentdebiet (1000 m <sup>3</sup> /d)	1.134	1.216	1.199
influentconcentraties (mg/l)			
- CZV	629	591	606
- BZV	236	222	228
- Kj-N	55	52	55
effluentconcentraties (mg/l)			
- CZV	76	72	67
- BZV	11	10	9
- N-kj	11	10	9
- totaal stikstof	18,6	16,5	17,3
gemiddeld zuiveringsrendement (%)			
- CZV	87	87	88
- BZV	95	95	96
- N-kj	81	82	83
- totaal stikstof	66	68	68

Tabel 8: Procesgegevens van aëratiecircuits van de jaren 1989, 1990 en 1991.  
[41],[42],[43]

Hoewel er in deze categorie rwzi's zijn met zeer goede N-totaalverwijdering, is het totaalbeeld van de stikstofverwijdering niet gunstig; het gemiddelde nitrificatierendement bedraagt 82%, het N-totaalverwijderingsrendement 68%. Hierbij moet worden opgemerkt dat tot de aëratiecircuits een groot aantal kleine installaties behoort dat niet optimaal wordt bedreven en dat in de betreffende jaren nog maar beperkt werd gestreefd naar optimalisatie van de N-totaalverwijdering.

## 4.2 Optimalisatie van aëratiecircuits

De stikstofverwijdering in aëratiecircuits kan geoptimaliseerd worden door beïnvloeding van de volgende mechanismen:

- simultane nitrificatie en denitrificatie;
- aërobe en anoxische zones in het circuit;
- aëroob/anoxisch alternerend in de tijd.

Deze mechanismen worden in de volgende subparagrafen uitgewerkt.

### 4.2.1 *Simultane nitrificatie en denitrificatie*

Bij simultane nitrificatie en denitrificatie vinden beide processen tegelijkertijd plaats binnen de slibvlok. Hiertoe is een zodanig zuurstofgehalte nodig dat de buitenste laag van de slibvlok aëroob is, zodat hier kan worden genitificeerd, en het binnenste anoxisch<sup>[44]</sup> zodat het gevormde nitraat wordt gedenitificeerd. Een illustratie van de zones in de slibvlok is gegeven in figuur 10.

De volgende factoren zijn van invloed op de simultane nitrificatie en denitrificatie in de slibvlok:

- Vlokstructuur en vloggrootte.

De vlokstructuur en vloggrootte hebben invloed op de diffusie van O<sub>2</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en BZV. In grote slibvlokken zullen eerder concentratiegradiënten ontstaan dan in kleine; bij vlokken met een compacte structuur zullen de gradiënten groter zijn dan bij vlokken met een losse

structuur.

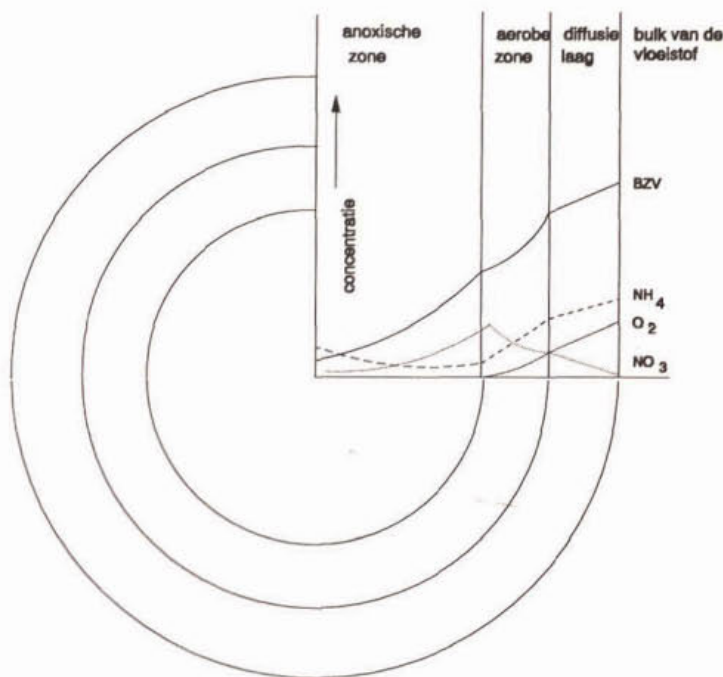
De grootte en de structuur van een slibvlok worden bepaald door de afvalwatersamenstelling en de procesomstandigheden in het systeem, zoals belasting, propstroomkarakter, wijze van beluchting.

- Zuurstofverbruik.

Het zuurstofverbruik is afhankelijk van de BZV-belasting,  $\text{NH}_4^+$ -belasting en endogene ademhaling. Een hoog zuurstofverbruik leidt tot een grotere  $\text{O}_2$ -gradiënt binnen de vlok dan een laag verbruik. Dit treedt met name op in hoogbelaste systemen.

- Eigenschappen van de micro-organismen.

De nitrificatiesnelheid is afhankelijk van de heersende  $\text{NH}_4^+$ - en  $\text{O}_2$ -concentraties; deze afhankelijkheid wordt gekwantificeerd door middel van de  $K_s$ -waarden voor  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{O}_2$ . Een micro-organisme met een lage  $K_{\text{O}_2}$  zal nog goed nitrificeren bij een lage  $\text{O}_2$ -concentratie. De denitrificatie is afhankelijk van de heersende concentraties  $\text{O}_2$ ,  $\text{NO}_3^-$  en BZV. Een micro-organisme met een hoge  $\text{O}_2$ -remmingsconstante voor de denitrificatie zal reeds denitrificeren wanneer nog zuurstof in zijn directe omgeving aanwezig is.



Figuur 10: Reactiezones en substraatconcentraties in een actief-slibvlok<sup>[45]</sup>.

De consequenties hiervan zijn:

- Bij lage belasting en een losse, kleine vlok ontstaat een kleine  $\text{O}_2$ -gradiënt; de vlok is tot in het binnenste aëroob. De zuurstofconcentratie in de omgeving moet laag zijn om geschikte condities voor denitrificatie te krijgen.
- Bij hogere belasting en een compacte grote vlok ontstaat een grotere  $\text{O}_2$ -gradiënt over de diameter van de vlok, waardoor de buitenkant aëroob en de binnenkant van de vlok anoxisch is. Ook bij hogere  $\text{O}_2$ -concentraties is er nog denitrificatie mogelijk. De kans bestaat echter dat de diffusiesnelheid van BZV,  $\text{NH}_4^+$  en/of  $\text{NO}_3^-$  limiterend kan worden voor de nitrificatie/denitrificatie.

Voor de praktijk is er geen algemene richtlijn te geven voor het optimale zuurstofgehalte, omdat dit afhankelijk is van de vlokstructuur, de biologische parameters en de belasting. Dit betekent dat per rwzi experimenteel vastgesteld moet worden wat het optimale zuurstofgehalte is waarbij simultaan nitrificatie en denitrificatie optreden.

Bij simultane nitrificatie en denitrificatie zijn de concentraties beschikbaar substraat en zuurstof in een groot deel van de vlok voor geen van beide processen optimaal. De gezamenlijke nitri-



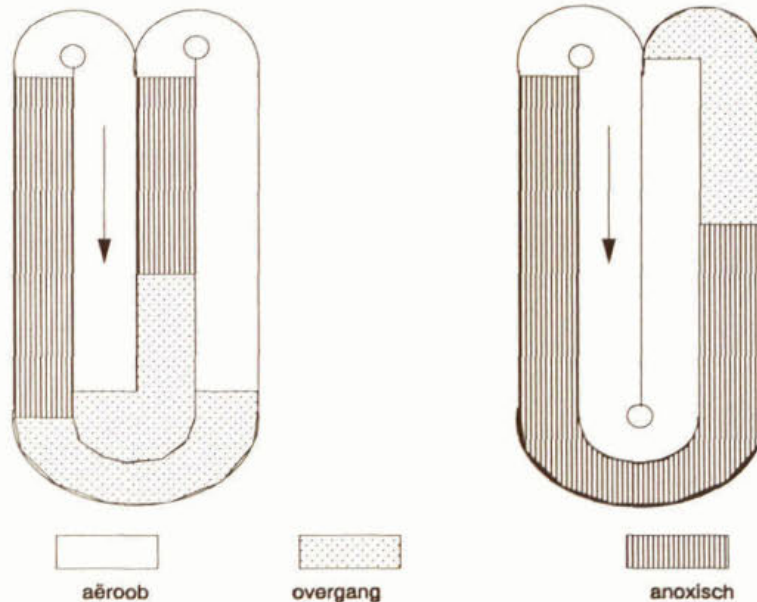
catie- en denitrificatiecapaciteit wordt daarom bij simultane uitvoering lager geschat dan bij gescheiden uitvoering van beide processen. In veel praktijkinstallaties heersen echter zuurstofgradiënten, waardoor naast strikt simultane nitrificatie/denitrificatie ook aërobe en anoxische zones voorkomen. Een strikte scheiding van beide mechanismen is in de praktijk bij aëratiecircuits dan ook niet te maken.

Bij simultane nitrificatie en denitrificatie moet de  $O_2$ -concentratie in dat gebied worden gehandhaafd waar simultane nitrificatie en denitrificatie mogelijk zijn. Het is dus van belang dat de zuurstofinbreng goed kan worden afgestemd op de belasting en het zuurstofverbruik. In perioden met zeer lage aanvoer zal de beluchting bijna geheel moeten worden gereduceerd. Het kan dan nodig zijn om voortstuwers te plaatsen om de benodigde stroomsnelheid te handhaven.

#### 4.2.2 Aërobe en anoxische zones

Door in het circuit aparte aërobe en anoxische zones aan te brengen, worden de processen nitrificatie en denitrificatie ruimtelijk uit elkaar getrokken. Het doel hiervan is een deel met voldoende zuurstof voor optimale nitrificatie en een deel met een zeer lage zuurstofconcentratie voor optimale denitrificatie te creëren (figuur 11).

De scheiding in aërobe en anoxische zones ontstaat door  $O_2$ -verbruik van het actief slib. Om een goede scheiding te krijgen moet het zuurstofverbruik voldoende hoog zijn en moet het slib dat rond stroomt lang genoeg onderweg zijn in de niet-beluchte zone.



Figuur 11: Aërobe, anoxische en overgangszones, afhankelijk van de opstelling van de puntbeluchters.

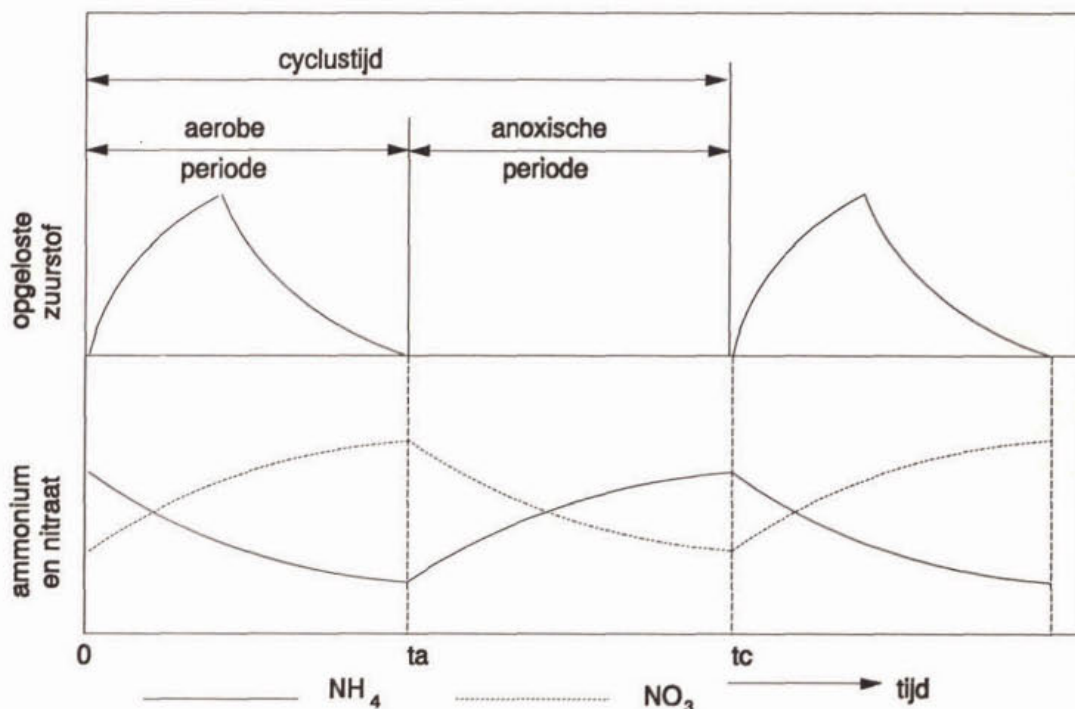
Een rekenvoorbeeld: bij een normale zuurstofverbruiksnorm van  $0,36 \text{ kg } O_2 / (m^3 \text{ d})$  duurt het 240 seconden om de  $O_2$ -concentratie terug te brengen van  $1,0 \text{ mg/l}$  tot  $0 \text{ mg/l}$ . Bij een stroomsnelheid van  $0,25 \text{ m/s}$  wordt gedurende deze tijd  $60 \text{ m}$  afgelegd. Dit betekent dat in een omloopsysteem met een zuurstofconcentratie van  $1,5 \text{ mg/l}$  achter de beluchter het actief slib pas na  $60 \text{ m}$  anoxisch ( $0,5 \text{ mg } O_2 / l$ ) begint te worden. Voor denitrificatie moeten de beluchte zones dus meer dan  $60 \text{ m}$  uit elkaar liggen. Afhankelijk van de  $O_2$ -concentratie bij de beluchters, het menggedrag, het stromingspatroon en de  $O_2$ -verbruiksnorm kan het beschreven mechanisme per rwzi enigszins afwijken.

Om nitrificatie en denitrificatie in gescheiden zones te bereiken, zijn de volgende factoren van belang:

- het influent dient zo veel mogelijk te worden ingebracht aan het begin van de anoxische zone(s), zodat er makkelijk afbreekbare BZV aanwezig is voor een goede denitrificatie;
- de kanaallengte moet groot genoeg zijn om een scheiding tussen aërobe en anoxische zones te bereiken (lange smalle tank beter dan korte brede);
- beluchtingscapaciteit concentreren in één deel van de tank; door de beluchtingsapparatuur niet over het gehele aëratiecircuit te verdelen, maar te concentreren in één helft van het aëratiecircuit ontstaat een betere scheiding tussen de strikt aërobe en anoxische zones en resteert een kleinere overgangszone waarin geen van beide processen optimaal verloopt. Dit is geïllustreerd in figuur 11;
- de  $O_2$ -inbreng en de zuurstofregeling moeten op de gewenste verdeling tussen aërobe en anoxische zones worden afgestemd;
- te allen tijde moet voldoende voortstuwing aanwezig zijn.

#### 4.2.3 Aëroob/anoxisch alterneren in de tijd

Door afwisseling van aërobe en anoxische perioden in dezelfde aëratieruimte worden de processen nitrificatie en denitrificatie gescheiden in de tijd. Hierbij ontstaat een regelmatig patroon van  $O_2$ ,  $NH_4^+$  en  $NO_3^-$  (figuur 12). In de beluchte fase wordt  $NH_4^+$  door nitrificatie omgezet in  $NO_3^-$ , dat in de niet-beluchte fase door denitrificatie wordt verwijderd. De  $NH_4^+$ -concentratie neemt in de niet-beluchte fase toe doordat de influenttoevoer doorgaat en geen nitrificatie plaatsvindt.



Figuur 12: Verloop van opgeloste zuurstof, ammonium en nitraat in de tijd bij intermitterende beluchting<sup>[46]</sup>.

Het Bio-Denitrosysteem (zie §5.6) is een verbeterde versie van alternerende beluchting, waarbij twee tanks paarsgewijs worden bedreven. Het effluent wordt afgevoerd uit de beluchte tank, die op dat moment niet met influent wordt gevoed.

Om optimale nitraatverwijdering te bereiken dient de verhouding tussen de aërobe en anoxische periode in overeenstemming te zijn met de nitrificatie- en denitrificatiesnelheden. Bij te korte duur van één der fasen is de omzetting onvolledig; bij te lange duur vindt geen extra omzetting plaats en gaat tijd verloren die voor het andere proces beschikbaar zou zijn.



Om een hoog stikstofverwijderingsrendement te halen, is het van belang de cyclustijd kort te houden ten opzichte van de hydraulische verblijftijd. Bij een te lange cyclusduur ontstaat een groot traject waarover de effluentconcentratie per cyclus varieert (grote amplitude in de curves van figuur 13). De gemiddelde waarde, die maatgevend is voor de effluentvrucht, neemt toe met deze amplitude. Om vergaande N-verwijdering te bereiken, dient de cyclusduur niet langer te zijn dan 5 - 20% van de hydraulische verblijftijd, hetgeen voor een zeer laag belast actief slibstelsysteem overeenkomt met 1 - 4 uur. Per rwzi zal onderzoek naar de optimale fase-instelling voor die installatie moeten worden gedaan.

Een langere niet-beluchte periode dan voor optimale N-verwijdering strikt noodzakelijk is, kan worden gebruikt voor biologische P-verwijdering. Het afvalwater kan door deze langere periode anaëroob worden, hetgeen de groei van fosfaatopbouwende micro-organismen bevordert.

De denitrificatiesnelheid kan worden vergroot door afvalwater te bufferen, en tijdens de niet-beluchte periode te doseren. Om hier optimaal gebruik van te maken is voldoende buffercapaciteit nodig alsmede goede meet- en regelapparatuur. Redox-meting kan worden toegepast om de overgangen tussen de aërobe, anoxische en anaërobe fase te signaleren. Op basis van deze overgangen kunnen de beluchting en influenttoevoer worden gestuurd.

#### 4.3 Praktijkervaringen met N-totaaloptimalisatie in aëratiecircuits

Verbeterde N-verwijdering in aëratiecircuits trad in het verleden reeds op als neveneffect bij optimalisatie van het energieverbruik. De laatste jaren wordt steeds meer aandacht gegeven aan verbeterde beluchtingsregeling met als doel verbetering van de N-totaalverwijdering. Op veel plaatsen zijn inmiddels verbeteringen bereikt door het aanpassen van de procesconfiguratie, O<sub>2</sub>-sturing en het beter volgen van de processen door on-line meting.

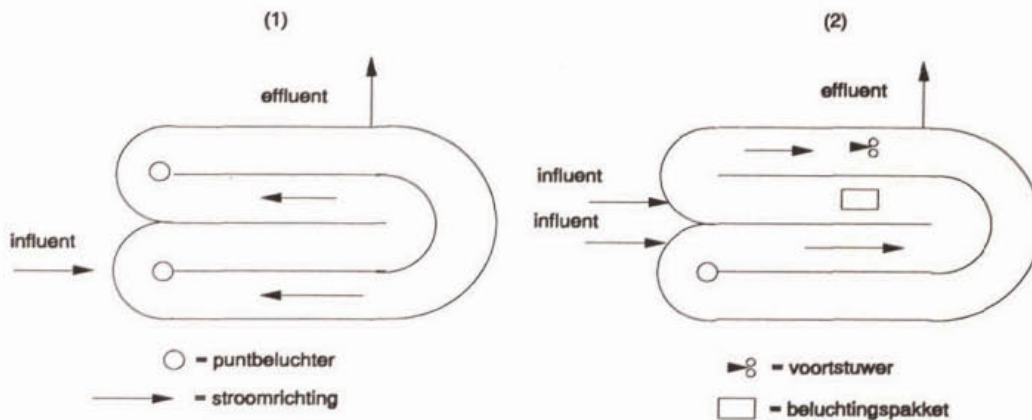
De volgende ervaringen zijn opgedaan met gerichte maatregelen ter verbetering van de N-totaalverwijdering in aëratiecircuits:

- Het Zuiveringschap Drenthe realiseert op de rwzi Echten zeer goede stikstofverwijdering door zuurstofsturing met beperking van de beluchting tijdens de aanvoerpiek; waarden tussen 2 en 8 mg N<sub>tot</sub>/l worden gehaald. Het betreft een aëratiecircuit met een ontwerpcapaciteit van 100.000 i.e. en een ontwerpslibbelasting van 0,05 kg BZV/(kg d.s.d). Het bovengenoemde resultaat wordt gehaald bij een gemiddelde belasting van 71.000 i.e., een slibbelasting van 0,04 - 0,06 kg BZV/(kg d.s.d) en een influent BZV/N-verhouding van 3,5. Bij verhoging van de stikstofbelasting door de slibverwerking op de rwzi of door een externe lozing van BZV-arm afvalwater verslechterde de N-totaalverwijdering.

Op rwzi Echten vindt een redelijke fosfaatverwijdering plaats. Het bleek echter niet mogelijk om deze door PLC gestuurde beluchting te optimaliseren tot effluentwaarden van P<sub>tot</sub> ≤ 2 mg/l<sup>[47]</sup> met behoud van de vergaande stikstofverwijdering.

- Het Zuiveringschap Oostelijk-Gelderland heeft op de rwzi Lichtenvoorde de zonering van nitrificatie en denitrificatie geoptimaliseerd, zoals beschreven in §4.2.2. Eén van de twee puntbeluchters is verwijderd en vervangen door een bellenbeluchtingspakket en een voortstuwer. Het bellenbeluchtingspakket is op kortere afstand (zie figuur 13) van de gehandhaafde puntbeluchter geplaatst, waardoor de zuurstofinbreng geconcentreerd is in één helft van het circuit. De puntbeluchter werkt continu: het bellenbeluchtingspakket wordt alternerend ingezet en heeft een gedeeltelijk regelbare zuurstofinbreng (hoog-toeren, laag-toeren, uit). De O<sub>2</sub>-inbreng via het beluchtingspakket wordt gestuurd op basis van dagelijkse NH<sub>4</sub><sup>+</sup>- en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> metingen (steekmonsters). De influenttoevoer is gesplitst ten behoeve van de fosfaatverwijdering; een deel van het influent wordt nu in de anoxische zone (zie figuur 13) gebracht.





Figuur 13: Schema van de rwzi Lichtenvoorde voor (1) en na (2) optimalisatie.

De optimalisatie heeft er toe geleid dat een N-totaalconcentratie kleiner dan  $10 \text{ mg N}_{\text{tot}}/\text{l}$  wordt gehaald. Dit resultaat werd over een periode van een jaar bereikt bij een gemiddelde belasting van 35.000 i.e., 73% van de ontwerpcapaciteit, een slibbelasting van  $0,05 \text{ kg BZV}/(\text{kg d.s.d.})$ , en een stikstofbelasting van  $0,015 \text{ kg Kj-N}/(\text{kg d.s.d.})$ .

- Het Zuiveringsschap Veluwe heeft op rwzi Hattem onderzoek uitgevoerd naar optimalisatie van de N-totaalverwijdering door zuurstofsturing gekoppeld aan een nitraatmonitor<sup>[48]</sup>. Met de oorspronkelijke zuurstofsturing werd een  $\text{N}_{\text{tot}}$ -gehalte gehaald van  $13,9 \text{ mg/l}$  en kon niet aan de nieuwe eis van  $10 \text{ mg N}_{\text{tot}}/\text{l}$  worden voldaan. De installatie met een ontwerpcapaciteit van 90.000 i.e. is gemiddeld voor 66% belast, en werkt met een slibbelasting van  $0,05 \text{ kg BZV}/(\text{kg d.s.d.})$ . De stikstofbelasting bedraagt  $0,015 \text{ kg Kj-N}/(\text{kg d.s.d.})$ .

In eerste instantie is gewerkt met volledig intermitterende beluchting (beide puntbeluchters aan of uit). Over drie maanden (periode januari tot maart) werd  $18,9 \text{ mg N}_{\text{tot}}/\text{l}$  gehaald. Daarom is overgestapt op een bedrijfsvoering met één beluchter continu in bedrijf en de andere gestuurd door de nitraatmonitor (setpoints 3 en  $5 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$ ). Met deze besturing werd over een periode van 6 maanden (periode maart - september) een  $\text{N}_{\text{tot}}$ -concentratie gehaald van  $7,3 \text{ mg/l}$ <sup>[48]</sup>.

- De rwzi Bergambacht is een carousel met ontwerpcapaciteit van 7.000 i.e. en een slibbelasting van  $0,05 \text{ kg BZV}/(\text{kg d.s.d.})$ . De volgende aanpassingen zijn gerealiseerd om via intermitterende beluchting aan de stikstofeis van  $10 \text{ mg N}_{\text{tot}}/\text{l}$  te voldoen:
    - de beluchtingscapaciteit is met 20% uitgebreid door installatie van een jetbeluchter;
    - in de beluchtingsruimte is een voortstuwert geplaatst om de stroomsnelheid te handhaven gedurende niet-beluchte perioden;
    - per dag zijn vier niet-beluchte perioden van 160 minuten gecreëerd<sup>[30]</sup>.
- Met deze aanpassingen werd bij 75% belasting met slibbelasting van  $0,04 - 0,06 \text{ kg BZV}/(\text{kg d.s.d.})$  en stikstofbelasting gemiddeld van  $0,014 \text{ kg Kj-N}/(\text{kg d.s.d.})$ <sup>[49]</sup> een N-totaalconcentratie  $<10 \text{ mg/l}$  gehaald. Dit is het resultaat van een onderzoeksperiode van 10 maanden, met uitzondering van een deel van de winterperiode met watertemperatuur  $< 10^\circ\text{C}$ . In de lange niet-beluchte perioden ontstaan na verbruik van het nitraat anaërobe condities, waardoor tevens de biologische defosfatering wordt gestimuleerd.

#### 4.4 Praktische aspecten bij de optimalisatie in circuits

- Bij intermitterende beluchting moet de beluchtingsinstallatie voldoende capaciteit hebben



om in de kortere beluchtingstijd de benodigde zuurstof voor nitrificatie en BZV-reductie in te brengen. Meestal zal dit betekenen dat extra beluchtingscapaciteit moet worden geïnstalleerd. De beluchtingsapparatuur moet ook bestand zijn tegen het grotere aantal schakelingen. Daarnaast moet de totale aërobe verblijftijd voldoende blijven.

- Het installeren van mixers of voortstuwars is noodzakelijk om de stroomsnelheid in de niet-beluchte perioden te handhaven.
- Men dient rekening te houden met wisselende belasting door dag/nachtpatronen. Door aanpassing van de influenttoevoer (bijvoorbeeld niveauschakeling in het aanvoergemaal) is soms een veel gelijkmatiger voeding mogelijk.
- Door iedere beluchter op zuurstofconcentratie te sturen kan op wisselende belastingen worden ingespeeld.
- Bij laag-belaste systemen met een vrij constante belasting en aanvoerpatroon kan processturing op basis van dagelijkse meting met instant-analyses zeer goede resultaten geven.
- Met name bij sterk wisselende belasting en aanvoer kan het moeilijk zijn goede resultaten te bereiken met eenvoudige processturing; regeling op basis van effluentmonitoring kan dan noodzakelijk zijn.

## 5 OPTIMALISATIE VAN DE N-VERWIJDERING IN EENTRAPS ACTIEF-SLIBINSTALLATIES

### 5.1 Bestaande situatie bij actief-slibinstallaties

#### 5.1.1 *Algemeen*

De gebruikelijke configuratie van de eentraps actief-slibinstallatie bestaat uit voorbezinking, aëratietank en nabezinking. De ontwerp-slibbelasting van de aëratieruimte ligt in de regel tussen 0,1 en 0,3 kg BZV/(kg d.s.d). Door achterblijven van de belasting ten opzichte van het ontwerp komen ook slibbelastingen voor van 0,05 tot 0,1 kg BZV/(kg d.s.d). Verschillende uitvoeringsvormen van de genoemde configuratie zijn ontwikkeld, waarbij de condities in de aëratietank variëren van propstroom tot volledig gemengde tank.

#### 5.1.2 *Resultaten van de N-verwijdering*

In tabel 9 is een aantal gegevens van eentraps actief-slibinstallaties weergegeven voor de periode 1989-1991. Dertien procent van de Nederlandse rwzi's zijn eentraps actief-slibinstallaties; zij vertegenwoordigen 38% van de totale ontwerpcapaciteit. De gemiddelde ontwerpgrootte bedraagt 136.000 i.e., tegen 33.000 i.e. als gemiddelde van alle overige rwzi's.

De stikstofverwijdering is in het algemeen niet optimaal: het gemiddelde nitrificatierendement bedraagt 64%, het N-totaalverwijderingsrendement ongeveer 45%. Door het grote aandeel in de totale zuiveringscapaciteit en het nog matige N-totaalrendement, nemen de eentraps actief-slibinstallaties een centrale plaats in bij de beperking van de N-totaalemissie.

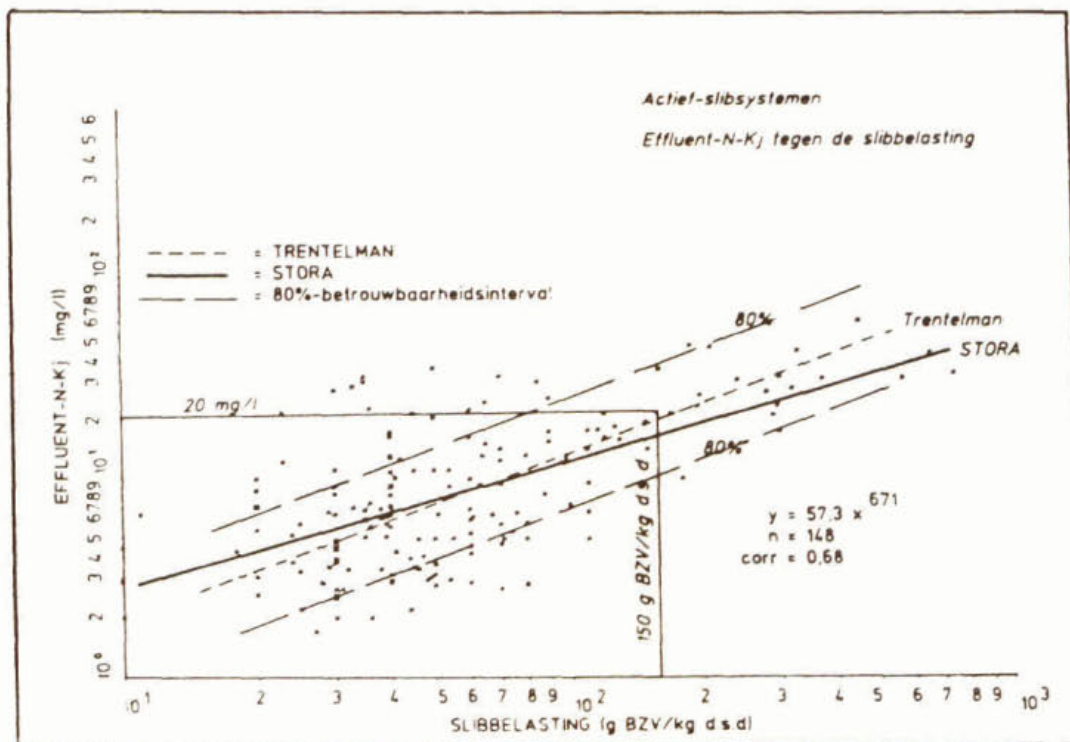
In figuur 14 is het verband weergegeven tussen slibbelasting en effluentconcentratie Kj-N in actief-slibinstallaties<sup>[19]</sup>. De effluentconcentratie Kj-N neemt duidelijk toe met de slibbelasting. Uit de grote spreiding van de gegevens in de figuur blijkt dat de slibbelasting niet de enige parameter is die de effluentconcentratie Kj-N bepaalt. Ook de influentsamenstelling en de bedrijfsvoering spelen een rol.

jaar	1989	1990	1991
aantal rwzi's	65	64	65
totale capaciteit [1000 i.e. à 54 g BZV/d]	10.274	10.032	10.052
slibbelasting [kg BZV/(kg d.s.d)]	0,17	0,16	0,18
influentdebiet [1000 m <sup>3</sup> /j]	1.850	1.790	1.831
influentconcentratie [mg/l]	48	49	45
- CZV	607	598	587
- BZV	228	226	224
- Kj-N	52	53	54
effluentconcentraties [mg/l]			
- CZV	93	75	76
- BZV	18	13	14
- Kj-N	21	18	18
- N <sub>tot</sub>	31	28	28
gemiddeld zuiveringsrendement [%]			
- CZV	84	87	86
- BZV	92	94	93
- Kj-N	60	66	66
- N <sub>tot</sub>	42	47	46

Tabel 9: Jaargegevens van eentraps actief-slibsystemen in 1989, 1990 en 1991 <sup>[41],[42],[43]</sup>.



In bijlage 1 zijn de Kj-N-concentratie in het effluent en de Kj-N-verwijdering als functie van de slibbelasting weergegeven. Verder worden in deze bijlage voor verschillende installaties de verwachte effluentkwaliteit en zuiveringsrendementen gegeven<sup>[19]</sup>.



Figuur 14: Relatie tussen effluent-Kj-N-concentratie en slibbelasting<sup>[20]</sup>.

## 5.2 Optimalisatiemogelijkheden voor actief-slibinrichtingen

### 5.2.1 Berekening van het benodigd volume

Een goede stikstofverwijdering vereist een voldoende grote biomassa die stikstofverbindingen kan omzetten, in combinatie met optimale condities om deze omzettingen zo goed mogelijk te laten verlopen.

Bij bestaande actief-slibinstallaties met een ontwerp-slibbelasting groter dan 0,1 kg BZV/(kg d.s.d) wordt de nitrificatiecapaciteit beperkt door de te korte aërobe sibleeftijd. Optimalisatie van de stikstofverwijdering betekent dan in eerste instantie vergroten van de sibleeftijd (meer biomassa door groter aëratievolume of verhoging van het slibgehalte).

Wanneer naast vergaande nitrificatie ook nog vergaande denitrificatie moet plaatsvinden, zullen een nog grotere biomassa en anoxisch volume nodig zijn.

Voor de berekening van de volumina voor vergaande nitrificatie en denitrificatie dient rekening te worden gehouden met de afvalwatersamenstelling en de diverse relevante biologische processen. De methode van de Duitse universiteiten, de HSA-methode, kan op dit moment als "best uitvoerbare techniek" worden beschouwd (§3.2).

### 5.2.2 Procesconfiguraties

De benodigde aërobe en anoxische volumina voor respectievelijk nitrificatie en denitrificatie zijn afhankelijk van de procesconfiguratie. De grootte van het volume voor de denitrificatie wordt sterker beïnvloed door de configuratie dan het volume voor nitrificatie.

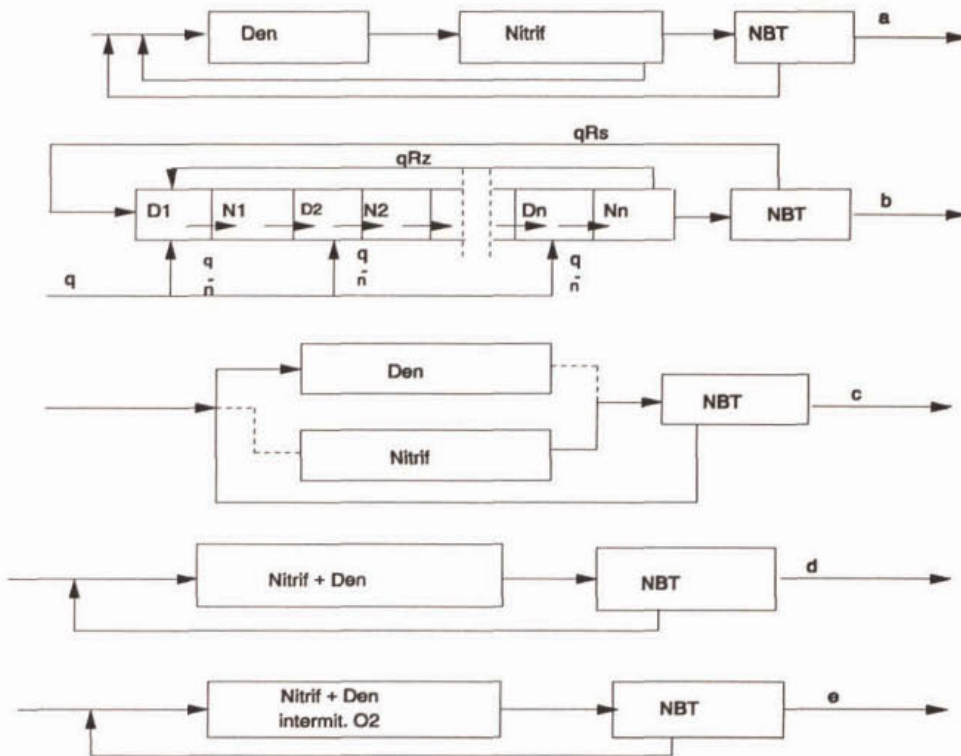
Bij de procesconfiguratie gaat het er om de volgende drie deelprocessen goed op elkaar af te

stemmen:

- nitrificatie
- denitrificatie
- transport van ammonium en nitraat van en naar de reactorzones waar de omzettingen plaatsvinden.

Op basis hiervan kunnen de mogelijke configuraties ruwweg in drie groepen worden onderverdeeld (zie figuur 15):

- nitrificatie en denitrificatie in aparte reactoren met een externe recirculatie (a, b);
- nitrificatie en denitrificatie in verschillende zones van een reactor met interne recirculatie (d);
- alternerende nitrificatie en denitrificatie in dezelfde ruimte (c, e).



Figuur 15: Configuraties voor vergaande denitrificatie a: voordennitrificatie, b: cascade-schakeling, c: alternerende belichting, d: simultane denitrificatie, e: intermitterend.

De keuze tussen deze mogelijkheden hangt onder meer af van de inpassingsmogelijkheden in bestaande rwzi's en de influentsamenstelling. Daarnaast zal ook de wijze van defosfateren een rol spelen. Dit geldt met name voor de biologische defosfatering in de hoofdstroom. Hiervoor zijn onder andere de volgende configuraties ontwikkeld: Biedenipho, Bardenpho, UCT, Phoredox en het A/O-proces. Voor een beschrijving van deze configuraties wordt verwezen naar de handleiding biologische defosfatering<sup>[75]</sup>.

De uitvoeringsvormen a, b en c worden respectievelijk in §5.3, 5.4 en 5.5 behandeld; de uitvoeringsvormen d en e in §5.6.

### 5.3 Voordennitrificatie

#### 5.3.1 Principe van voordennitrificatie

De denitrificatiesnelheid is afhankelijk van de concentratie aan direct bruikbaar substraat. Op

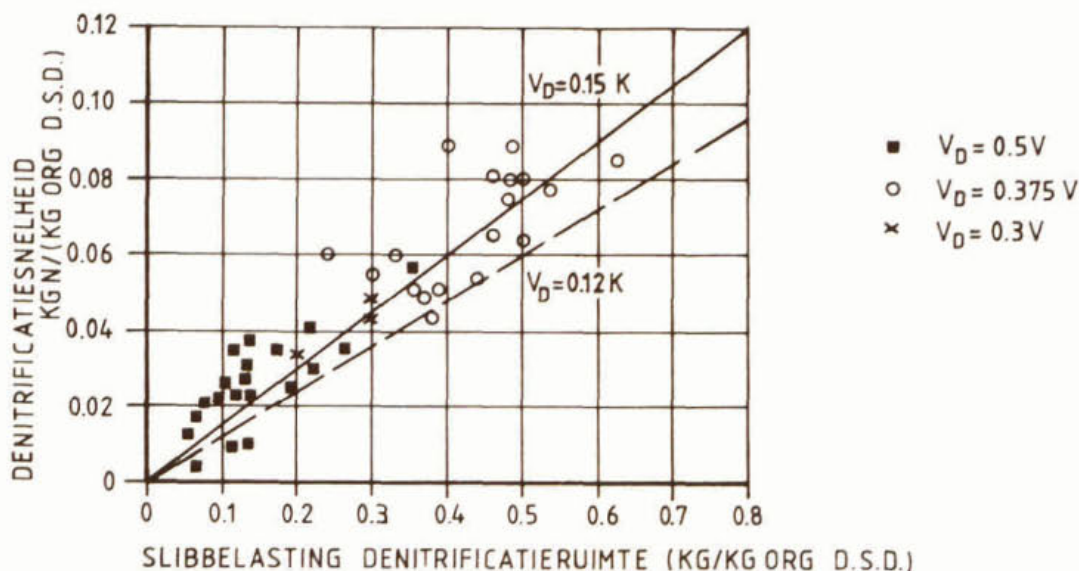


basis van dit gegeven is het concept van de voorgeschakelde denitrificatie ontwikkeld: door nitraat met influent samen te brengen in een voorgeschakelde anoxische tank wordt een hoge omzettingssnelheid verkregen (figuur 15a).

Een deel van de organisch gebonden stikstof wordt in de denitrificatietank geammonificeerd tot ammonium, dat vervolgens in de aëratietank wordt geoxydeerd tot nitraat. Via de nabezink-tank en de slibretourleiding wordt een deel van het gevormde nitraat teruggevoerd naar de denitrificatietank. Extra recirculatie van actief slib wordt in de regel toegevoegd om voldoende nitraat vanuit de aërobe zone terug te voeren naar de denitrificatiezone.

Voor de dimensionering van de denitrificatiezone wordt meestal van een gekozen denitrificatiesnelheid uitgegaan die 20 - 30% onder de zuurstofverademingssnelheid ligt. In de literatuur worden waarden tussen 0,02 en 0,2 kg N/(kg d.s.d) gegeven. De denitrificatiesnelheid is primair afhankelijk van de slibbelasting. Pöpel geeft hiervoor de vergelijking  $V_D = 0,12 \cdot k$  (kg  $\text{NO}_x$ /kg org d.s.d)<sup>[50]</sup>.

In figuur 16 zijn de denitrificatiesnelheden van twee praktijkinstallaties en een proefinstallatie weergegeven als functie van de BZV-slibbelasting in de voordenitrificatietank<sup>[50]</sup>. Uit dit onderzoek kan voor de minimale denitrificatiesnelheid de relatie  $V_D = 0,15 \cdot k$  worden afgeleid. Duidelijk is dat bij een hoge BZV-belasting een grotere denitrificatiesnelheid wordt bereikt. Dit betekent dat bij rwzi's met een hoge BZV/N-verhouding met een relatief kleine denitrificatietank kan worden volstaan. Verhoging van de BZV-belasting door verkleining van het denitrificatievolume lijkt aantrekkelijk, maar is niet effectief, omdat hierdoor de totale denitrificatiecapaciteit afneemt.



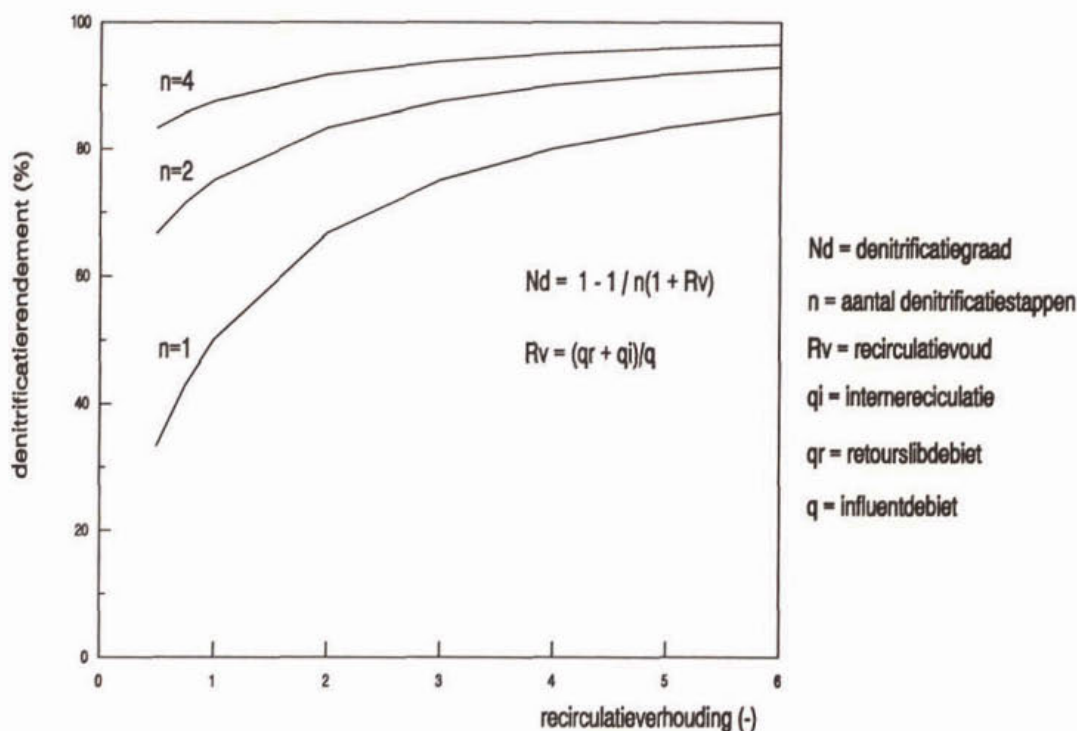
Figuur 16: Denitrificatiesnelheid als functie van de BZV-belasting in de denitrificatietrap<sup>[50]</sup>.

Bij installaties gericht op vergaande N-totaalverwijdering dient het denitrificatievolume veelal 40 à 50% van het totale aëratievolume te bedragen. Door dit volume als propstroom te benutten blijft het voordeel van een hogere denitrificatiesnelheid bestaan. Indien het volume als één volledig gemengde tank wordt uitgevoerd zal de denitrificatiesnelheid door de lagere concentraties lager zijn. De snelheid zal echter nog altijd hoger zijn dan bij simultane nitrificatie/denitrificatie. Het benodigd volume is daarom bij simultane nitrificatie/denitrificatie wat groter dan bij voordenenitrificatie. Bij de dimensioneringsmethoden van HSA en Kayser wordt met deze effecten rekening gehouden.

Het verschil tussen voordenenitrificatie en omloopsysteem neemt af bij toenemende recirculatieverhouding. Het effect van hogere recirculatiefactoren op de denitrificatiesnelheid is in

de oorspronkelijke HSA-methode niet meegenomen. In 3.4 is dit effect uitgewerkt.

De recirculatiefactor is de verhouding tussen het recirculatiedebiet en het influentdebiet. In figuur 17 is de samenhang weergegeven tussen de recirculatiefactor en het denitrificatierendement bij voordenitrificatie- en cascadesystemen (zie 5.4). Hierbij is aangenomen dat denitrificatie uitsluitend plaatsvindt in de voordenitrificatietank, in de overloop van de denitrificatietank geen nitraat meer aanwezig is en de nitraatconcentratie in het retourslib gelijk is aan die in het effluent. Figuur 17 laat zien dat bij een recirculatiefactor boven 5 à 6 de denitrificatie nog maar weinig toeneemt. Om zeer lage  $\text{NO}_3$ -effluentconcentraties te bereiken, kan een hoge recirculatiefactor echter toch noodzakelijk zijn.



Figuur 17: Percentage denitrificatie als functie van de recirculatiefactor en het aantal cascaden<sup>[50]</sup>.

De benodigde recirculatiefactor kan ook worden berekend met behulp van een stikstofbalans. Met deze balans wordt de nitraatvracht bepaald die gerecicleerd moet worden naar de denitrificatieruimte om een bepaalde nitraatconcentratie en effluentkwaliteit te bereiken. In bijlage 7 wordt deze methode uiteengezet.

Rekenvoorbeeld:

Wanneer het influent 50 mg N/l bevat waarvan 7,6 mg/l in het slib wordt ingebouwd en 5 mg Kj-N/l + 5 mg  $\text{NO}_3$ -N/l in het effluent terecht komt, zal 32,4 mg/l van de influentstikstof moeten worden genitrificeerd en gedenitrificeerd. Wanneer de simultane denitrificatie verwaarloosbaar is en de nitraatconcentratie in de recirculatie gelijk is aan die van het effluent (5 mg N/l), is een recirculatiefactor nodig van  $32,4/5 = 6,5$  om voldoende nitraat naar de denitrificatieruimte terug te voeren. Lagere recirculatiewaarden zijn mogelijk wanneer in de nitrificatieruimte tevens simultane denitrificatie plaatsvindt, of wanneer een hogere nitraatconcentratie in het effluent (binnen de N-totaaleis) haalbaar is.

Het toepassen van een hoge recirculatiefactor heeft een aantal nadelen:

- zuurstoftransport naar de denitrificatietank, waardoor remming van de denitrificatie optreedt;



- hoog energieverbruik indien de recirculatie over een groot verval moet worden verpompt;
- grote recirculatiestromen zijn vaak moeilijk in te passen in bestaande rwzi's.

Uit semi-technisch onderzoek naar voordennitrificatie is gebleken dat de meest geschikte recirculatiefactor tussen 6 en 8 ligt. Dit komt overeen met de hierboven berekende recirculatiefactor op basis van een massabalans. Hogere recirculatiefactoren gaven slechts een beperkt hogere nitraatverwijdering. Daarnaast moet bij grotere recirculatiestromen rekening worden gehouden met een verstoring van de denitrificatie als gevolg van een verhoogde terugvoer van zuurstof naar de denitrificatieruimte<sup>[34]</sup>.

Door meer aërobe en anoxische tanks achter elkaar te schakelen ('cascade-schakeling') kan het recirculatie-debiet worden beperkt. In §5.4 wordt hier nader op ingegaan.

Een kenmerk van het klassieke voordennitrificatiesysteem is de starre verhouding tussen het denitrificatievolume en het nitrificatievolume. Hierdoor kan het systeem slecht inspelen op variaties in de aanvoer (influent-debiet en -samenstelling) waardoor het behalen van de N-effluenteis onzeker is. Het voordennitrificatiesysteem kan flexibeler worden gemaakt door:

- facultatieve zones die naar behoeven nitrificeren of denitrificeren;
- een regelbaar recirculatie-debiet.

Tijdens aanvoer van influent verloopt de denitrificatie relatief snel door het grote BZV-aanbod en is een groot aëroob volume wenselijk voor de nitrificatie van de aangevoerde Kj-N. Het facultatieve volume kan dan ingezet worden als nitrificatieruimte. Bij lage aanvoer is er relatief meer behoefte aan denitrificatieruimte; het facultatieve volume kan dan anoxisch worden bedreven.

Een flexibel recirculatie-debiet is nodig om bij lage aanvoer niet meer nitraat naar de denitrificatieruimte te brengen dan door endogene denitrificatie kan worden afgebroken. Door een koppeling van het recirculatie-debiet aan het influent-debiet wordt een verdergaande optimalisatie van de procesvoering verkregen.

### 5.3.2 *Praktijkervaringen met voordennitrificatie*

In Nederland wordt voordennitrificatie voornamelijk toegepast in installaties volgens het Rotoflow- of Schreiberprincipe. In deze rwzi's is de denitrificatiezone concentrisch gelegen binnen de ringvormige aëratieruimte. De denitrificatieruimte beslaat meestal slechts 12 tot 20% van het totale volume; de nitraatrecirculatie is vaak beperkt tot de retourstroom. Hierdoor is de N-totaalverwijdering in deze systemen veelal beperkt<sup>[14]</sup>. Bij enkele ringvormige systemen met centrale denitrificatie wordt ondanks het geringe denitrificatievolume een goede N-totaalverwijdering bereikt. Dit wordt veroorzaakt door het optreden van simultane denitrificatie in de buitenring.

De recent gebouwde rwzi's Emmen en Alkmaar zijn uitgerust met een grote separate denitrificatietank naast de aëratietanks, en voorzien van ruimere recirculatievoorzieningen.

#### **rwzi Emmen**

De biologische trap van de rwzi Emmen is ontworpen op een vuilvracht van 6.750 kg BZV en 2.000 kg Kjeldahl-stikstof per dag. De effluentstikstofeisen bedragen 10 mg  $N_{tot}$ /l in de zomer en 15 mg  $N_{tot}$ /l in de winter. In beide periodes moet aan 5 mg  $NO_3-N$ /l worden voldaan.

Het actief-slibgedeelte van de rwzi is ontworpen op een slibbelasting van 0,056 kg BZV/(kg d.s.d) en een slibgehalte van 5 kg d.s./m<sup>3</sup>. Het totale actief-slibvolume bedraagt 24.000 m<sup>3</sup>, waarvan 40% denitrificatieruimte (9.600 m<sup>3</sup>) en 60% nitrificatieruimte (14.400 m<sup>3</sup>) is. De denitrificatieruimte bestaat uit één tank, met een verdeling van het actief slib naar twee nitrificatietanks. Om bezinken van het slib te voorkomen, vindt voortstuwing plaats door middel van propellers. De recirculatiefactor bedraagt ongeveer vier.

De rwzi is nog niet volledig belast en voldoet hierdoor ruimschoots aan de gestelde eisen. Bij een stikstofbelasting van 0,013 kg N/(kg d.s.d) wordt een  $N_{tot}$  in het effluent gehaald van 7 mg/l.



## rwzi Alkmaar

De rwzi Alkmaar is medio 1989 in bedrijf genomen, ontwerpgegevens zie tabel 10. In de periode augustus 1989 - november 1990 was de gemiddelde slibbelasting lager dan de ontwerpbelasting: ca 0,07 kg BZV/(kg d.s.d). Hierdoor treedt vergaande nitrificatie (94%) en  $N_{\text{tot}}$ -verwijdering (75%) op, resulterend in effluentconcentraties van 3,4 mg Kj-N/l en 11 mg  $\text{NO}_3\text{-N}$ /l. Onder meer door aanpassing van de beluchting wordt gestreefd naar verdere verbetering van de N-verwijdering.

dagelijkse vuilvracht	7.560	kg BZV
	1.680	kg Kj-N
actief-slibvolume		
nitrificatie	7.600	m <sup>3</sup> (65%)
denitrificatie	4.100	m <sup>3</sup> (35%)
slibbelasting	0,13	kg BZV/(kg d.s.d)
stikstofbelasting	0,035	kg Kj-N/(kg d.s.d)
slibgehalte	4,0	kg d.s./m <sup>3</sup>
effluenteisen		
- Kj-N	<10	mg/l
- $\text{NO}_3\text{-N}$	<20	mg/l
max. recirculatiefactor	1,33	x Qdwa

Tabel 10: Ontwerpgegevens van de rwzi Alkmaar.

### 5.3.3 Inpassing van voordennitrificatie in de bestaande installaties

#### voordennitrificatie binnen bestaande aëratieruimte

Een aantal actief-slibinstallaties is niet volledig belast en beschikt daardoor over een biologische overcapaciteit, die ruimte biedt om naast nitrificatie ook denitrificatie te introduceren. Reële mogelijkheden hiertoe bestaan bij slibbelastingen lager dan 0,1 kg BZV/(kg d.s.d). Een van de mogelijkheden voor verbeterde N-verwijdering is het creëren van voordennitrificatie in de vorm van een niet-beluchte zone aan de kop van een aëratietank (propstroomtank). Door menging wordt voorkomen dat het slib bezinkt. Een recirculatiesysteem brengt het nitraathoudend actief slib vanuit het aërobe achterste deel terug naar de kop van de tank. Ervaringen met deze aanpak zijn in Nederland ondermeer opgedaan op de rwzi's Horstermeer, Holten en Olburgen.

Enkele praktische aspecten:

- In het algemeen zijn onderwatermengers (mestmengers) het meest efficiënt voor het in suspensie houden van het slib. De werking berust op 'jetmixing', waarbij de vloeistofstraal de anoxische ruimte zo goed mogelijk bestrijkt. De opstelling van de mengers vergt de nodige zorg om dode hoeken te vermijden; vaak zijn meerdere mengers per tank nodig.
- Het slib in de denitrificatiezone kan eventueel ook in suspensie worden gehouden door middel van een zeer lichte beluchting. Om daarbij niet te veel zuurstof in te brengen heeft een 'spiral-flow' stroming de voorkeur boven een efficiënter beluchtingspatroon. In veel gevallen brengt echter zelfs de minimale beluchting nog te veel zuurstof in.
- Het beluchtingssysteem moet in staat zijn het zuurstofprofiel aan te passen aan de nieuwe configuratie (geen beluchting aan de kop van de tank; beluchting geconcentreerd in het tweede deel van de tank); de  $\text{O}_2$ -sturing moet worden afgestemd op een optimale verhouding van nitrificatie en denitrificatie.
- Om maximale N-totaalverwijdering te bereiken, gebruikmakend van simultane denitrificatie in de aëratieruimte, kan de beluchtingsregeling worden gekoppeld aan monitoring van het effluentammoniumgehalte. De zuurstofinbreng wordt dan geminimaliseerd, met bewaking van het  $\text{NH}_4^+$ -gehalte van het effluent. Deze benadering heeft op rwzi Horstermeer goede resultaten gegeven.



### uitbreiding tot voordennitrificatiesysteem

Bij een hoger belast actief-slibstelsysteem (slibbelasting  $\geq 0,1$  kg BZV/(kg d.s.d)) ontbreekt de ruimte voor een voordennitrificatiesysteem binnen de bestaande aëratietank. Voor voldoende nitrificatie- en denitrificatiecapaciteit moet dan aanvullend volume worden gebouwd.

Bij de uitbreiding van een actief-slibinstallatie tot voordennitrificatiesysteem kunnen de bestaande aëratietanks mogelijk worden ingepast als nitrificatieruimte. In veel gevallen zal daarnaast aanvullende aëratieruimte nodig zijn om de vereiste nitrificatiecapaciteit te bereiken. Als denitrificatieruimte zal meestal geen geschikte bestaande tank beschikbaar zijn. Om met een gering energieverbruik het slib in suspensie te houden, kan de denitrificatieruimte uitgevoerd worden als circuit met voortstuwers.

Ervaringen met deze aanpak zijn in Nederland opgedaan op de rwzi's Alkmaar en Emmen.

Enkele praktische aspecten.

- Door het tussenvoegen van de voordennitrificatie als extra eenheid in de waterlijn en het toevoegen van extra aëratieruimte kunnen hydraulische complicaties ontstaan bij de waterverdeling, de grote waterstromen en het benodigd verval.
- De uitvoering van de grote recirculatiestroom is sterk afhankelijk van de opstelling van de tanks. Efficiënte oplossingen zijn mogelijk als denitrificatie- en nitrificatietanks tegen elkaar aan worden gebouwd, met onderlinge verbindingen voorzien van voortstuwers.
- Voor een optimale denitrificatie is het noodzakelijk dat de hoeveelheid zuurstof die met de recirculatiestroom naar de denitrificatietank wordt gevoerd minimaal is. Het is daarom van belang om een lage zuurstofconcentratie te hebben op het punt waar de recirculatiestroom wordt afgetapt. Dit betekent dat de beluchting in de beluchtingstank voldoende flexibel moet zijn om op de wisselende aanvoer te kunnen reageren zodat de zuurstofconcentratie op dit punt altijd laag is. In een volledig gemengde tank is dit moeilijker te bereiken dan in een propstroomtank.

## 5.4 Cascade-denitrificatie

### 5.4.1 *Principe van de cascade-schakeling*

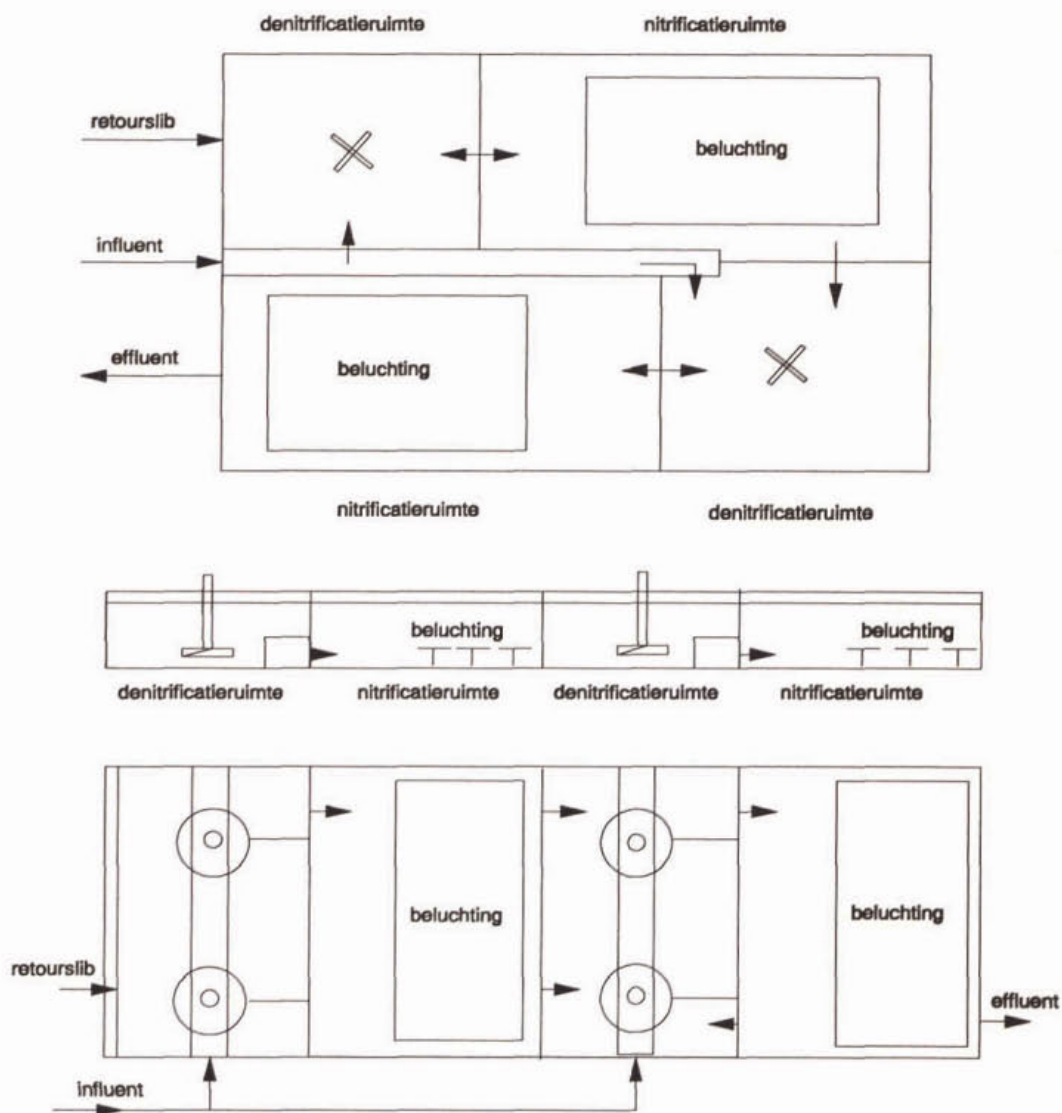
Cascade-denitrificatie is een gemodificeerde vorm van voordennitrificatie. Het totaal benodigde aëratie- en denitrificatievolume is verdeeld in seriegeschakelde eenheden, elk bestaand uit een nitrificatie- en denitrificatieruimte. In figuur 15b is dit principe schematisch weergegeven.

In de verschillende denitrificatieruimten wordt influent toegevoegd, als BZV-bron voor de denitrificatie van het nitraat dat in de voorliggende aëratieruimte is gevormd. Er is alleen recirculatie nodig vanuit de laatste nitrificatieruimte naar de eerste denitrificatieruimte. Het retourslib wordt gerecirculeerd naar de eerste denitrificatietank.

Door de schakeling van aërobe en anoxische ruimten kan, in vergelijking met voordennitrificatie, met een aanzienlijk lagere recirculatiefactor worden volstaan. Uit figuur 17 volgt dat bij een cascade bestaande uit twee eenheden (4 bassins) met recirculatiefactor  $1,5 \times Q$ - influent tachtig procent denitrificatie kan worden bereikt. Ter vergelijking: bij een enkelvoudig voordennitrificatiesysteem is een recirculatiefactor van vier nodig om een zelfde percentage te bereiken.

Naast besparing op energiekosten heeft een geringer recirculatie-debiet tevens als voordeel dat minder zuurstof naar het anoxische gedeelte wordt teruggevoerd.

Twee uitvoeringsvormen van cascade-systemen zijn weergegeven in figuur 18.



Figuur 18: Twee uitvoeringsvormen van denitrificatie in cascadeschakelingen.

#### 5.4.2 *Praktijkervaringen met cascadesystemen*

##### **rwzi Wolfsburg**

In de rwzi Wolfsburg<sup>[51]</sup> wordt gebruik gemaakt van cascadedenitrificatie bestaande uit drie ronde tanks met een anoxische binnenring (figuur 19). Elke trap van de cascade bestaat uit 3.360 m<sup>3</sup> nitrificatievolume en 1.644 m<sup>3</sup> denitrificatievolume ( $V_n/V_d = 2:1$ ). De afvalwatergegevens van deze rwzi zijn vermeld in tabel 11. De BZV/N-verhouding in het influent bedraagt 7. De effluenteis is 5 mg N<sub>tot</sub>/l bij temperaturen  $\geq 10^\circ\text{C}$ . De gemiddelde slibbelasting bedraagt 0,10 kg BZV/(kg d.s.d). Behalve de retourslibstroom zijn er geen aparte recirculatievoorzieningen. Volgens figuur 17 bedraagt het denitrificatierendement bij drie cascaden en recirculatiefactor = 1 (alleen retourslib) ongeveer 83%.

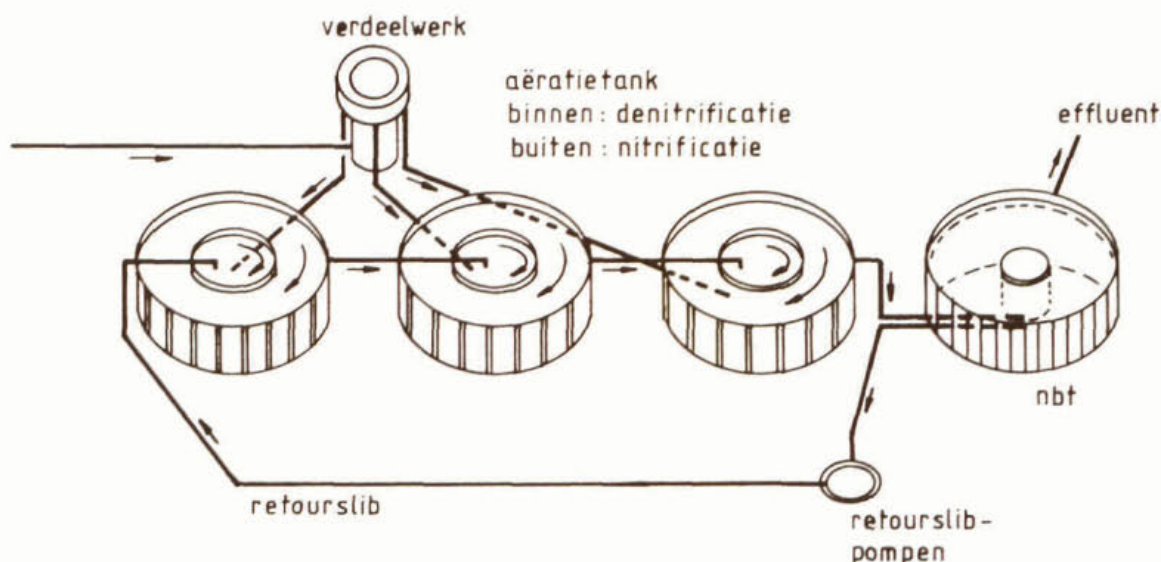
Voor de procesregeling is in elk van de drie cascaden een zuurstofelektrode aangebracht. Daarnaast worden continu ammonium en nitraat bemonsterd in het effluent, op basis waarvan de zuurstofregeling kan worden bijgesteld.

In de rwzi wordt een effluentkwaliteit bereikt met 90% denitrificatierendement en 7 mg N<sub>tot</sub>/l.

De hoge BZV/N-verhouding is gunstig voor vergaande N-verwijdering. Relatief veel stikstof wordt met het spuislib verwijderd en behoeft niet te worden genitificeerd en gedenitificeerd.



De denitrificatie verloopt goed omdat de BZV/NO<sub>3</sub>-N verhouding in de denitrificatieruimte relatief hoog is.



Figuur 19: Stroomschema van de cascade-denitrificatie rwzi Wolfsburg.

		influent	effluent
debiet	(m <sup>3</sup> /d)	15.000	15.000
CZV	(mg/l)	1.000	70
BZV	(mg/l)	400	10
Kj-N	(mg/l)	55	<3
NO <sub>3</sub> -N	(mg/l)	-	<4
totaal-P	(mg/l)	20	5

Tabel 11: Influent- en effluentgegevens van de rwzi Wolfsburg<sup>[52]</sup>.

#### 5.4.3 Inpassing in bestaande actief-slibinstallaties

Het cascade-concept vertoont grote overeenkomst met voordenenitrificatie; veel van de in §5.3.1 beschreven aspecten zijn tevens voor cascadesystemen van toepassing. Daarnaast zijn er voor cascadesystemen enkele specifieke punten te vermelden:

- Het in serie schakelen van meerdere trappen vergt een hydraulisch verval, dat in de installatie beschikbaar moet zijn of door tussengemalen moet worden gecreëerd.
- Als in een cascadesysteem met  $n$  trappen al het retourslib in de eerste denitrificatieruimte wordt samengevoegd met een  $n$ -de deel van het influent, is de slibconcentratie daar  $n$  maal hoger dan de gemiddelde slibconcentratie. Door toevoeging van influent daalt de slibconcentratie in de volgende trappen tot de gebruikelijke waarde. Met deze gradiënt dient rekening te worden gehouden, bijvoorbeeld door aangepaste verdeling van het influent.
- Door de verdeling van het influent ontstaat een 'step-feed'-karakter dat ongunstig kan zijn voor de slibbezinkingseigenschappen. Dit kan mogelijk worden ondervangen door (een deel van) het retourslib in een selector samen te brengen met het influent en vervolgens te verdelen over de verschillende trappen.

## 5.5 Intermitterend beluchten

### 5.5.1 *Principes van intermitterend beluchten*

Bij installaties met intermitterende beluchting worden de deelprocessen nitrificatie en denitrificatie in de tijd gescheiden, door een afwisseling van aërobe en anoxische perioden aan te brengen.

Bij een nitrificerend actief-slibstelsysteem met voldoende biologische capaciteit kan de N-totaalverwijdering worden vergroot door toepassing van intermitterende beluchting. Hierdoor wordt naast de beluchte nitrificatiefase ook een anoxische periode gecreëerd, waarin denitrificatie kan plaatsvinden.

Voor de dimensionering van de nitrificatie en denitrificatie in intermitterend beluchte systemen wordt dezelfde benadering gehanteerd als bij andere systemen, te weten voordennitrificatie, circuit en Bio-Denitro. De benodigde volumina voor beide processen worden nu echter opgeteld tot één aëratievolume en de volumeverdeling  $V_n/V$  en  $V_d/V$  wordt vertaald naar de verhouding van de beluchte en niet-beluchte fase in de tijd.

Bij de dimensionering van het beluchtingssysteem moet rekening worden gehouden met het feit dat de benodigde zuurstof (= BZV-verademing + endogene ademhaling + nitrificatie - denitrificatie) in een beperkt deel van de tijd wordt ingebracht. Het beluchtingssysteem moet hiervoor voldoende capaciteit hebben.

In hoofdstuk 4 is ingegaan op de toepassing van intermitterende beluchting bij aëratiecircuit. Een aantal van de daar beschreven aspecten is ook voor actief-slibsystemen geldig.

### 5.5.2 *Praktijkervaringen met intermitterend beluchten*

Op een aantal Nederlandse rwzi's, veelal van het type aëratiecircuit, is intermitterende beluchting ingevoerd om de N-totaalverwijdering te verbeteren en biologische P-verwijdering te stimuleren. Daarnaast is bij enkele actief-slibsystemen intermitterende beluchting toegepast. Genoemd kunnen worden de rwzi's ter Apel, Gieten, Aalten, Bunnik, Bunschoten, Montfoort. Bij vrijwel al deze rwzi's is een betere N-totaalverwijdering bereikt ten opzichte van de conventionele procesvoering. De resultaten lopen uiteen afhankelijk van de belasting en de praktische mogelijkheden tot aanpassing van het proces.

### 5.5.3 *Praktische aspecten van intermitterend beluchten*

Met de volgende praktische aspecten moet rekening worden gehouden:

- De beluchtingsapparatuur moet niet alleen voldoende inbrengcapaciteit hebben, maar ook geschikt zijn voor intermitterend bedrijf.  
Bij intermitterende bellenbeluchting met keramische elementen zijn regelmatig verstoppingsproblemen geconstateerd, als gevolg van het instromen van slib in de elementen tijdens de niet-beluchte perioden. Membraanelementen zijn niet verstoppingsgevoelig. Een bezwaar van deze elementen is de veroudering van het rubber, waardoor de levensduur korter is dan bij keramische elementen.  
Bij oppervlaktebeluchters kan door frequent aan- en uitschakelen overmatige slijtage optreden van de motoren en tandwielkasten. Dit kan leiden tot technische problemen en de mogelijkheden voor intermitterend beluchten sterk beperken. De gevoeligheid voor aan- en uitschakelen verschilt per apparaat. Bij de invoering van intermitterende beluchting moet hiermee rekening worden gehouden.
- Wanneer tijdens de niet-beluchte periode geen menging wordt toegepast, zal het slib bezinken. De snelheid waarmee het slib uitzakt, is sterk afhankelijk van de slibindex. Bij lage SVI bezinkt het slib snel en is er nauwelijks tijd voor denitrificatie. Wanneer het slib bezonken is kunnen in bepaalde gevallen anaërobe omzettingen in de sliblaag optreden die gunstig kunnen zijn voor biologische defosfatering. Door het ontbreken van voldoende contact tussen slib, nitraat en beschikbaar BZV zal de denitrificatie echter zeer gering zijn.

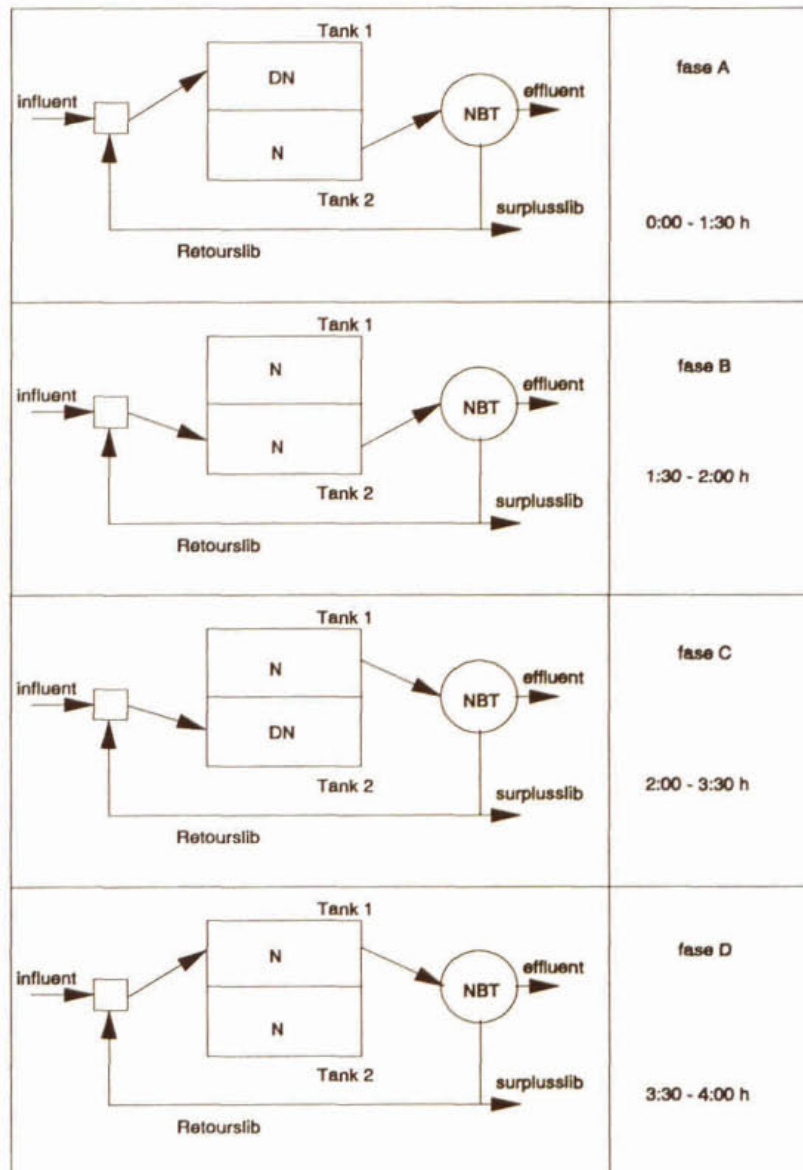


- Bij actief-slibsystemen met propstroom- of volledig gemengde aërietanks ontbreekt de mogelijkheid om door voortstuwers een circulatiestroom in stand te houden, zoals bij aëratiecircuits. Om te voorkomen dat in de niet-beluchte fase slibafzetting optreedt, kunnen mixers worden geplaatst. Deze situatie is vergelijkbaar met het introduceren van een denitrificatieruimte in een bestaande aërietank (5.3.3).

5.6 Bio-Denitro

5.6.1 *Algemeen*

Het Deense Bio-Denitro concept is een variant op intermitterende beluchting, waarbij het beluchtingsregime wordt gecombineerd met alternerende voeding van de aërietanks.



DN = denitrificatie

NBT = nabezinktank

N = nitrificatie

Figuur 20: De vier fasen van het Bio-Denitro proces.

Een Bio-Denitro installatie bestaat uit twee parallel geschakelde aëratietanks die paarsgewijs alternerend worden belucht en gevoed. Door middel van een onderlinge verbinding en geregelde in- en uitvoerkleppen kan de waterstroom in wisselende volgorde door de beide tanks worden gestuurd. Deze zijn voorzien van beluchting en van voortstuwing, waardoor in elke tank zowel aërobe als anoxische condities kunnen worden gecreëerd.

Het Bio-Denitroproces is verdeeld in vier fasen met verschillende tijdsduur. Tijdens elke fase wordt het afvalwater op een andere manier door de tanks geleid. Nitrificatie vindt plaats in de beluchte fase. Denitrificatie vindt plaats in de niet-beluchte fase onder gelijktijdige influenttoevoer. Bezinking van het slib wordt voorkomen door voortstuwers of mixers. De procesfasen zijn in figuur 20 grafisch weergegeven en in tabel 12 nader toegelicht.

De verhouding nitrificatie/denitrificatie wordt bepaald door de verhouding tussen de duur van de fasen A - D. Omdat de fasen sneller wisselen dan de verblijftijd in de rwzi lijkt dit principe enigszins op een cascadeschakeling, waarbij de fasenscheiding in de tijd in plaats van ruimtelijk plaatsvindt.

fase	duur	belucht	proces	voeding	afvoer
A	1,5 uur	nee	denitrificatie	influent	naar tank 2
B	0,5 uur	ja	nitrificatie	geen	geen
C	1,5 uur	ja	nitrificatie	uit tank 2	NBT
D	0,5 uur	ja	nitrificatie	influent	NBT

Tabel 12: Beschrijving van de fasen van Bio-Denitro voor tank 1.

De in figuur 20 voorgestelde fasenduur is indicatief. De fasenlengte wordt ingesteld op basis van de afvalwaterkarakteristieken, waarbij verschillende programma's kunnen worden gehanteerd voor werkdagen/weekend en dag/nacht.

Om een denitrificatiefase van meer dan 50% te krijgen kunnen de overgangsfasen B en D anoxisch worden bedreven. In dat geval moet een nabeluchting worden toegevoegd, om het slib in aërobe toestand naar de nabezinking te voeren en zo (bij biologische defosfatering) fosfaatafgifte te voorkomen.

### 5.6.2 *Praktijkervaringen met Bio-Denitro*

Sinds de tweede helft van de zeventiger jaren wordt het Bio-Denitro proces op praktijkschaal toegepast. In tabel 13 zijn de N-verwijderingsresultaten van Deense praktijkinstallaties weergegeven<sup>[53]</sup>.

Installatie	Type )	Ontwerpbe- lasting i.e.	Influent			Effluent			
			BZV mg/l	Ntot mg/l	BZV/N	BZV mg/l	NH4+ mg N/l	NO3- mg N/l	Ntot mg N/l
Bording	BD	6.000	138	31	4,5	5	0,6	8,6	-
Engesvang	BD	5.000	152	33	4,6	6	0,4	6,3	-
Fiskbæk	BD	4.000	280	37	7,6	7	1,0	4,6	8,2
Karup	BD	10.000	154	23	6,7	5	0,4	6,5	7,6
Odense NV	BD/TT	85.000	238	40	6,0	8	1,4	4,1	7,6
Vejby	BD	2.000	103	16	6,4	4	0,9	6,1	7,5
Seholt	BD	105.000	197	30	6,6	6	2,1	4,2	8,3
Frederikssund	BD	33.000	300	36	8,3	9	0,5	1,5	3,5
Skals	BD	4.000	116	25	4,6	9	0,9	8,4	11,8
Nørre Åby	BDP	13.000	206	25	8,2	7	1,0	2,7	4,0
Odense NO	BDP/TT	55.000	207	36	5,8	6	1,0	6,0	8,0
Ejby Mølle	BDP/TT	275.000	241	35	6,9	21	0,5	4,0	6,0
Ålborg W	BDP	330.000	175	37	4,7		1,0	6,0	8,0
gemiddelden:			193	31	6,2	8	0,9	5,2	7,2

\*) BD = Bio-Denitro, BDP = Bio-Denipho, TT = tweetraps installatie

Tabel 13: Gegevens van Deense rwzi's met vergaande N-verwijdering.



De gemiddelde effluentconcentratie  $N_{tot}$  bedraagt 7,2 mg/l bij een influentconcentratie van gemiddeld 31 mg  $N_{tot}$ /l en een gemiddelde BZV/N-verhouding van 6,2. De ammoniumconcentratie is in veel gevallen lager dan 1 mg N/l.

De gemiddelde Deense influentsamenstelling is gunstiger dan de Nederlandse door de lagere N-influentconcentratie en hogere BZV/N-verhouding. Bij de rwzi Ålborg West is de samenstelling van het ruwe afvalwater redelijk vergelijkbaar met de Nederlandse situatie. Het Bio-Deniphosysteem (na voorbezinking) bereikt hier gemiddeld 8 mg  $N_{tot}$ /l.

Bio-Denipho is een variant op Bio-Denitro waarbij biologische defosfatering wordt toegevoegd door introductie van een anaërobe tank voor de aëratieruimte; de stikstofverwijdering verloopt identiek aan Bio-Denitro.

In proefnemingen op semi-technische schaal op rwzi Ede<sup>[54]</sup> is het Bio-Denipho-concept vergeleken met een aëratiecircuit waarin een recirculatiestroom van 25 maal het influentdebiet werd gerealiseerd. In beide systemen werd door sturing van de procesfasen en  $O_2$ -regeling gestreefd naar optimale N-totaalverwijdering. De gemiddelde resultaten zijn weergegeven in tabel 14.

influent:		Ede		Ede + Barneveld	
configuratie <sup>1</sup> per straat		I	II	I	II
N-verwijdering		circuit	bio-den	circuit	bio-den
P-verwijdering		deel	hoofd	deel	hoofd
<u>procescondities</u>					
k	[kg BZV/kg d.s.d]	0,043	0,042	0,040	0,041
denitrificatie	[%]	40	27	40	27
nitrificatie	[%]	60	58	60	58
nabeluchting	[%]	0	15	0	15
recirculatie	[x $Q_{dwa}$ ]	25	-	25	-
temperatuur	[°C]	14-20	14-20	17-23	17-23
<u>influent (voorbezonden)</u>					
BZV	[g/m <sup>3</sup> ]	175	175	140	140
CZV	[g/m <sup>3</sup> ]	550	550	400	400
Kj-N	[g/m <sup>3</sup> ]	60	60	47	47
P	[g/m <sup>3</sup> ]	10	10	7	7
<u>effluent</u>					
Kj-N	[g/m <sup>3</sup> ]	8	4	6	5
NO <sub>3</sub> -N	[g/m <sup>3</sup> ]	7	6	10	5
$N_{tot}$	[g/m <sup>3</sup> ]	15	10	16	10
$P_{tot}$	[g/m <sup>3</sup> ]	2,5	0,9	2,0	0,9
P-ortho	[g/m <sup>3</sup> ]	0,8	0,4	1,0	0,5
<sup>1</sup> circuit = N-verwijdering in aëroob/anoxisch aëratiecircuit bio-den = N-verwijdering volgens Bio-Denitro deel = biologische defosfatering in deelstroom hoofd = biologische defosfatering in hoofdstroom					

Tabel 14: Resultaten Bio-Denipho en aëratiecircuit-configuratie in semi-technisch onderzoek op rwzi Ede.

Het Bio-Deniphosysteem gaf bij de lage BZV/N-verhouding van het voorbezonden afvalwater van Ede een duidelijk betere N-totaalverwijdering dan het aëratiecircuit. Bij vergelijkbaar onderzoek in Tilburg-Noord en Enschede gaf Bio-Denipho eveneens een betere N-totaalverwijdering dan de andere onderzochte systemen.

De twee oxydatiesloten op de rwzi Chaam zijn in serie geschakeld en worden alternerend van influent voorzien en belucht. Aanvullende chemische defosfatering vindt plaats met behulp van ijzerchloride. Door deze wijziging van de procesvoering is de effluentkwaliteit sterk verbeterd. In tabel 15 worden de effluentresultaten voor en na de wijziging gegeven. De belasting is gelijk aan de ontwerpbelasting en bedraagt 8.300 i.e..

jaar	N <sub>tot</sub> (mg/l)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	Kj-N (mg/l)	P <sub>tot</sub> (mg/l)
1989 <sup>1)</sup>	26,4	22,5	3,9	5,6
1991 <sup>2)</sup>	11,1	6,5	4,6	0,53
<sup>1)</sup> vóór de aanpassing van de procesvoering <sup>2)</sup> na de aanpassing van de procesvoering				

Tabel 15: Effluentresultaten van de rwzi Chaam.

### 5.6.3 *Praktische aspecten van Bio-Denitro*

Bij de introductie van het Bio-Denitro-concept op een actief-slibinstallatie moet rekening worden gehouden met de volgende praktische aspecten:

- de geometrie van de aëratietanks moet geschikt zijn voor paarsgewijs bedrijf, met geschakelde aan- en afvoer;
- de beluchtingsinstallatie en voortstuwing moeten geschikt zijn voor alternerend beluchten;
- in verband met aan- en afvoerkleppen en de serieschakeling van twee circuits moet rekening worden gehouden met een groter hydraulisch verval. Eventueel is een hoger opvoerniveau nodig.



## 6 OPTIMALISATIE VAN N-VERWIJDERING IN TWEETRAPS ACTIEF-SLIBSYSTEMEN

### 6.1 Bestaande situatie bij twee-trapsinstallaties

#### 6.1.1 *Algemeen*

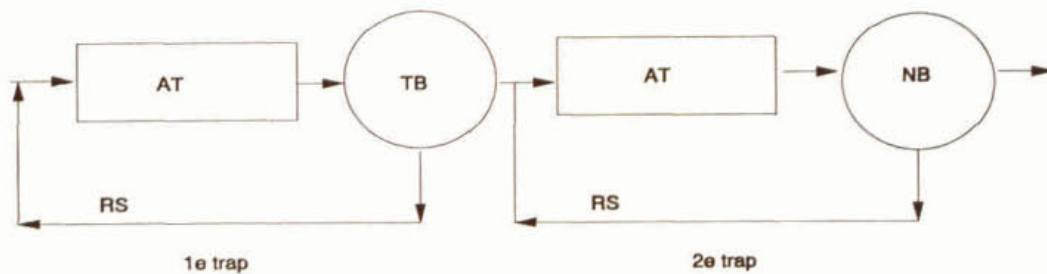
Kenmerkend voor tweetraps actief-slibinstallaties is een hoogbelaste eerste trap gevolgd door een lager belaste tweede trap, elk met een eigen biomassa.

In de hoogbelaste eerste trap wordt het grootste deel van het BZV verwijderd. Deze BZV-verwijdering vindt voornamelijk plaats door absorptie in de biomassa en voor een klein deel door verademing.

In de tweede trap vindt nazuivering plaats tot de gewenste effluentkwaliteit. Door de voorafgaande BZV-verwijdering kan deze trap betrekkelijk klein zijn. Het totale aëratievolume van de twee-trapsinstallatie is hierdoor aanzienlijk kleiner dan bij een eentrapssysteem.

Twee-trapsinstallaties kunnen bestaan uit een combinatie van twee actief-slibsystemen (AS-AS) of uit een oxydatiebed gevolgd door actief-slibstelsysteem (OB-AS). Het AB (Adsorption-Belebung)-proces is een speciale vorm van een tweetraps actief-slibstelsysteem (AS-AS).

In figuur 21 wordt een schema van een tweetraps actief-slibinstallatie gegeven.



AT = aëratietank  
TB = tussenbezinkingstank  
NB = nabezinkingstank  
RS = retourslibstroom

Figuur 21: Processchema van een tweetraps actief-slibinstallatie.

Door de lage BZV/N-verhouding die resteert na de eerste trap kan het slib in de tweede trap (bij voldoende lange slibleeftijd) een relatief groot aandeel nitrificerende micro-organismen bevatten. Bij een gelijke BZV-slibbelasting is dus een betere nitrificatie mogelijk dan in een eentrapssysteem van gelijk volume.

De keerzijde hiervan is dat door BZV-gebrek in de tweede trap niet goed kan worden gedenitrificeerd. Bij afvalwater met een normale BZV/N-verhouding (3,5-5) is in een twee-trapsinstallatie de denitrificatie in de regel de beperkende factor om vergaande N-totaalverwijdering te bereiken.

#### 6.1.2 *Resultaten van de N-verwijdering*

In tabel 16 is een aantal gegevens van tweetrapsystemen weergegeven. Uit de tabel blijkt dat het gemiddelde N-rendement nog geen 50% bedraagt. Ook de gemiddelde nitrificatie in de twee-trapsinstallaties is relatief laag. Enkele zeer grote rwzi's zijn voorzien van een compact tweetrapsstelsysteem waarvan de tweede trap een te hoge slibbelasting heeft voor nitrificatie.

jaar	1989	1990	1991
aantal rwzi's	36	35	35
totale capaciteit (1000 i.e. à 54 g BZV/d)	4.030	4.085	4.143
influentdebiet (1000 m <sup>3</sup> /d)	715	789	767
influentconcentraties (mg/l)			
- CZV	634	576	622
- BZV	241	220	233
- Kj-N	54	49	56
effluentconcentraties (mg/l)			
- CZV	67	74	77
- BZV	10	12	13
- Kj-N	15	15	18
- N <sub>tot</sub>	27	26	31
gemiddeld zuiveringsrendement (%)			
- CZV	89	87	87
- BZV	95	94	94
- Kj-N	73	72	71
- N <sub>tot</sub>	47	47	43

Tabel 16: Jaargegevens van tweetrapsinstallaties in 1989, 1990 en 1991 <sup>[41],[42],[43]</sup>.

## 6.2 Optimalisatie van de stikstofverwijdering in tweetraps actief-slib-installaties

Tweetrapssystemen zijn in het algemeen gericht op verwijdering van zuurstofbindende stoffen in een klein reactorvolume. Door het kleine aëratievolume van de tweede trap dat meestal geheel nodig is voor vergaande nitrificatie en door de lage BZV/N-verhouding (meestal kleiner dan 2,8) in de afloop van de eerste trap is (vergaande) denitrificatie in de bestaande tweede trap bijna onmogelijk.

Optimalisatie van de stikstofverwijdering in tweetraps actief-slibinstallaties kan afhankelijk van de bestaande situatie worden bereikt door:

- vergroting van de nitrificatiecapaciteit bij onvoldoende nitrificatie,
- verbetering van de denitrificatie in de tweede trap,
- voordennitrificatie in de eerste trap,
- nageschakelde denitrificatie.

### 6.2.1 *Vergroting van de nitrificatiecapaciteit*

De nitrificatiecapaciteit kan worden vergroot door de slibbelasting van de tweede trap te verlagen. Dit kan gerealiseerd worden door het bouwen van extra aëratievolume of door het BZV-verwijderingsrendement van de eerste trap te vergroten. Verhoging van het BZV-rendement van de eerste trap is soms mogelijk door verhoging van het drogestofgehalte en/of de zuurstoftoevoer. Een andere mogelijkheid om het BZV-rendement te verhogen is voorprecipitatie.

Een bezwaar van extra BZV-verwijdering in de eerste trap is dat weliswaar de nitrificatie wordt bevorderd, maar de mogelijkheden voor denitrificatie in de tweede trap nog verder worden beperkt.

### 6.2.2 *Verbetering van de denitrificatie in tweede trap*

Bij voldoende BZV kan denitrificatie in de tweede trap worden bereikt door uitbreiding van het actief-slibvolume. Hiervoor staan dezelfde uitvoeringen ter beschikking als bij eenraps actief-slibinstallaties.



Een belangrijke factor is de BZV/N-verhouding in de toevoer van de tweede trap. Deze is meestal te laag om volledige denitrificatie mogelijk te maken. De BZV/N-verhouding kan enigszins beïnvloed worden door de BZV-verwijdering van de eerste trap te verminderen of een deel van het influent om de eerste trap direct naar de tweede trap te leiden.

De benodigde volumina in de tweede trap kunnen berekend worden door te dimensioneren voor een eentrapsinstallatie die het afvalwater moet zuiveren met de samenstelling en karakteristieken gelijk aan die van de afloop van de eerste trap. Bij de dimensionering moet wel op de geldigheid van de dimensioneringsmethode worden gelet. Is de BZV/N-verhouding van het afvalwater klein (<3) dan leidt de HSA-methode tot een extreem grote denitrificatieruimte. Voor volledige denitrificatie zal (ongeacht de grootte van de denitrificatieruimte) moeten worden uitgegaan van ca. 4 - 4,5 kg BZV per te denitrificeren kg  $\text{NO}_3\text{-N}^{[32]}$ .

### 6.2.3 *Voordenitrificatie in de eerste trap*

In de eerste trap kan naast BZV-verwijdering tevens voordenitrificatie worden bereikt. Dit betekent dat de beluchting geminimaliseerd moet worden. Tevens zal nitraatrijk actief slib of effluent naar de eerste trap moeten worden gerecirculeerd. Om te komen tot een zeer laag stikstofgehalte in het effluent zal het recirculatie-debiet groot moeten zijn. Voor de berekening van de recirculatiefactor wordt verwezen naar §5.3.

Recirculatie kan leiden tot zeer korte verblijftijden in de eerste trap en hydraulische overbelasting van de tussenbezinking. Een ander aspect bij denitrificatie in de eerste trap is het feit dat onder anoxische omstandigheden de BZV-afbraak langzamer verloopt dan onder aërobe omstandigheden. Bij een gelijke verblijftijd zal de tweede trap zwaarder belast worden, waardoor de nitrificatiecapaciteit afneemt. Het kan dan noodzakelijk worden om de tweede trap uit te breiden om de nitrificatie te handhaven.

Het voordeel van denitrificatie in de eerste trap is dat de BZV/ $\text{NO}_3\text{-N}$  verhouding in het algemeen hoog genoeg is om vergaand te kunnen denitrificeren.

### 6.2.4 *Nageschakelde denitrificatie*

De nitraatverwijdering kan ook worden gerealiseerd in een nageschakelde trap. Dosereren van een externe koolstofbron is dan noodzakelijk. In hoofdstuk 8 wordt nader ingegaan op nageschakelde systemen.

## 6.3 Praktijkervaringen met tweetraps actief-slibinstallaties

In Nederland zijn nog geen tweetrapsinstallaties gebouwd die zijn ontworpen om vergaand stikstof te verwijderen. In enkele installaties is als tweede trap voordenitrificatie volgens het Rotoflow- of Schreiberprincipe toegepast, met een denitrificatiezone concentrisch gelegen binnen de ringvormige aëratieruimte. De denitrificatieruimte beslaat meestal slechts 12 tot 20% van het totale volume en de nitraatrecirculatie is vaak beperkt tot de retourslibstroom.

### **rwzi Breda-Nieuwveer**

Het Hoogheemraadschap West-Brabant heeft onderzoek uitgevoerd naar de mogelijkheid om de bestaande eentraps actief-slibinstallatie Breda-Nieuwveer met een ontwerpcapaciteit van 651.000 i.e. uit te breiden tot tweetraps actief-slibinstallatie. Daarvoor is één van de zes straten omgebouwd.

Nagegaan is of door toepassing van het tweetrapsstelsel de slibbezinkingseigenschappen verbeterd konden worden. Tevens werd onderzocht of met de tweetrapsinstallatie vergaande nitrificatie kon worden behaald.

In tabel 17 zijn enkele procesgrootheden weergegeven<sup>[55]</sup>.



parameter	waarde	dimensie
slibbelasting eerste trap	1,5	kg BZV/(kg d.s.d)
slibbelasting tweede trap	0,09	kg BZV/(kg d.s.d)
influent		
BZV	270	mg/l
Kj-N	47	mg/l
effluent		
BZV	82	mg/l
Kj-N	8,9	mg/l
NO <sub>3</sub> -N (zonder recirculatie)	14	mg/l
NO <sub>3</sub> -N (met recirculatie)	10	mg/l

Tabel 17: Karakteristieken van rwzi Breda-Nieuweer

De tweetraps proefstraat vertoonde van november tot half december 1988 een sterk verbeterde SVI, vergaande nitrificatie, en enige denitrificatie. Volledige denitrificatie was echter niet mogelijk door de lage BZV/N-verhouding = 2,0 in de afloop van de eerste trap. Om meer nitraat te verwijderen wordt sinds augustus 1989 effluent gerecirculeerd over de eerste trap (recirculatie : influent = 1 : 1). Door deze recirculatie is de nitraatconcentratie in het effluent gedaald tot 5 à 10 mg NO<sub>3</sub>-N /l.

#### **rwzi Eschweiler**

De rwzi Eschweiler (ontwerpcapaciteit van 160.000 i.e.) is gebouwd volgens het AB-concept met in de tweede trap een denitrificatiezone ( $V_d/V_n = 30:70$ ). Om aan een locale effluenteis van 13 mg N<sub>tot</sub>/l te voldoen is de installatie aangepast. De aanpassingen zijn in vier stappen uitgevoerd, welke in het kort besproken worden. In tabel 18 staan gegevens van de verschillende onderzoeksperioden weergegeven.

In periode A bleek de lage BZV/N-verhouding beperkend voor de denitrificatie in de tweede trap. In periode B is door halvering van de eerste trap de BZV/N-verhouding verhoogd tot circa 4. Doordat de denitrificatiezone echter zuurstofrijk was, trad nauwelijks denitrificatie op. Na aanpassing van de overloop van de tussenbezinker en het opvoerwerk naar de tweede trap werd in periode C geconstateerd dat het denitrificatievolume te klein was. Na vergroting van het denitrificatievolume van 30 tot 50% van het totale volume kon worden voldaan aan de eis<sup>[56]</sup> van 13 mg N<sub>tot</sub>/l.

#### **overige AB-systemen**

Op de rwzi's Rheinhausen en Stolberg-Steinfurt zijn onderzoeken met proefinstallaties uitgevoerd om te komen tot de juiste dimensionerings-grondslagen voor de uit te breiden praktijkinstallaties.

De rwzi Stolberg-Steinfurt moet een effluent leveren dat maximaal 2 mg NH<sub>4</sub>-N/l bevat. Hieraan kon worden voldaan door een slibbelasting van 4,6 kg BZV/(kg d.s.d) in de eerste trap en 0,05 kg BZV/(kg d.s.d) in de tweede trap. Om een beperkte BZV-verwijdering tot BZV/N = 3,8 in de eerste trap te bereiken werd het slibgehalte beneden 2 kg d.s./m<sup>3</sup> gehouden. Bovendien werd de zuurstofinbreng laag gehouden zodat de BZV-verwijdering beperkt bleef tot 55%<sup>[57]</sup>.

De rwzi Rheinhausen kan volstaan met een effluentkwaliteit van maximaal 5 mg NH<sub>4</sub>-N/l vanaf 10°C. Om dit te bereiken moesten de belastingen van de eerste en tweede trap respectievelijk > 4 en 0,07 kg BZV/(kg d.s.d) zijn om vergaande nitrificatie te realiseren. Uit dit onderzoek bleek ook dat bij een slibbelasting van 0,07 kg BZV/kg d.s.d en een temperatuur van 8 °C vergaande nitrificatie niet meer kon worden gerealiseerd<sup>[58]</sup>.

Uit de twee onderzoeken kwam ook naar voren dat voor volledige denitrificatie het volume van de denitrificatieruimte 35 - 50% van het totale volume van de tweede trap moet bedragen.



onderzoekperiode	A	B	C	D
Temperatuur (°C)	14	17	15	12
Q (m <sup>3</sup> /d)	21.600	19.100	21.600	28.600
<u>Influent (kg/d)</u>				
BZV	5.120	4.737	4.816	7.380
Kj-N	985	886	900	1.261
NH <sub>4</sub> -N	613	676	732	947
NO <sub>3</sub> -N	52	32	40	60
BZV/N	5,2	5,3	5,4	5,9
<u>A-trap</u>				
Volume (m <sup>3</sup> )	1.200	600	600	600
slibbelasting (kg/kg.d)	2,2	4,4	4,0	5,0
<u>effluent A-trap (kg/d)</u>				
BZV	1.750	2.770	3.065	4.376
Kj-N	734	726	756	1.001
NH <sub>4</sub> -N	540	630	696	915
NO <sub>3</sub> -N	67	40	46	60
BZV/N	2,4	3,8	4,1	4,4
<u>B-trap</u>				
Volume (m <sup>3</sup> )	11.800	11.800	11.800	11.800
V/Vd	0,3	0,3	0,3	0,5
slibbelasting (kg/kg.d)	0,04	0,06	0,05	0,09
<u>effluent B-trap (kg/d)</u>				
BZV	110	48	70	100
Kj-N	65	46	80	100
NH <sub>4</sub> -N	22	8	40	43
NO <sub>3</sub> -N	389	254	223	269
<u>rendementen (%)</u>				
Kj-N	93	95	91	92
NO <sub>3</sub> -N	40	58	63	66
N <sub>tot</sub>	57	68	68	72

Tabel 18: Karakteristieke gegevens en procescondities in de verschillende onderzoeksperioden van de rwzi Eschweiler.

### 6.3.1 Enkele praktische aspecten

- Twee-trapsinstallaties zijn wegens hun compacte bouw vaak op kleine terreinen toegepast. Uitbreiding van de installatie om vergaande stikstofverwijdering te realiseren zal daarom in de meeste gevallen niet eenvoudig zijn.
- Bij denitrificatie in de eerste trap kunnen bij recirculatie uit de tweede trap hydraulische problemen ontstaan met de waterverdeling, waterstromen en benodigd verval.
- Het recirculeren van het effluent kost veel energie omdat een aanzienlijke opvoerhoogte nodig is.
- Bij gebruik van de eerste trap als denitrificatieruimte kan de verblijftijd te kort zijn om zoveel nitraat te denitrificeren dat aan een lage N<sub>tot</sub>-eis wordt voldaan.

## 7 OPTIMALISATIE VAN N-VERWIJDERING BIJ OXYDATIEBEDINSTALLATIES

### 7.1 Bestaande situatie bij oxydatiebedinstallaties

Kenmerkend voor oxydatiebedinstallaties is het bed van dragermateriaal (meestal lavabrokken), waarover het te zuiveren afvalwater wordt verspreid. Het afvalwater wordt gezuiverd door de op het dragermateriaal gegroeide biofilm<sup>[59],[60]</sup>. Door het temperatuurverschil tussen het afvalwater en de buitenlucht ontstaat een luchtstroom door het oxydatiebed die de zuurstoftoevoer in stand houdt. Soms zijn de bedden voorzien van afdekking en mechanische ventilatie.

De algemene configuratie van oxydatiebedinstallaties is voorbezinking, oxydatiebed en nabezinking. Men onderscheidt hoog- en laagbelaste oxydatiebedden. Hoogbelaste bedden worden alleen als deelzuivering gebruikt, bijvoorbeeld in tweetrapsinstallaties.

Alleen in laagbelaste oxydatiebedden kan nitrificatie plaatsvinden. De nitrificatie is meestal onvolledig. In de winter loopt de nitrificatie sterk terug door de afkoeling van het water in het bed. Een consistente volledige nitrificatie is alleen mogelijk bij zeer laag belaste oxydatiebedinstallaties of bij nageschakelde oxydatiebedden, die slechts een zeer lage BZV-belasting ondervinden.

Oxydatiebedden met geforceerde ventilatie laten in het algemeen over het jaar een beter zuiveringsresultaat zien dan oxydatiebedden zonder deze voorziening. Dit komt doordat oxydatiebedden zonder geforceerde ventilatie tweemaal per jaar een ruiperiode hebben, die oxydatiebedden met geforceerde ventilatie niet hebben.

jaar	1989	1990	1991
aantal rwzi's	51	48	45
totale capaciteit (1.000 i.e. à 54 g BZV/d)	1.797	1.742	1.654
influentdebiet (1000 m <sup>3</sup> /d)	323	338	307
influentconcentraties (mg/l)			
- CZV	632	628	610
- BZV	230	225	212
- Kj-N	57	54	53
effluentconcentraties (mg/l)			
- CZV	133	126	111
- BZV	31	29	23
- Kj-N	27	26	25
- N <sub>tot</sub>	35	34	34
gemiddeld zuiveringsrendement (%)			
- CZV	79	78	81
- BZV	87	87	88
- Kj-N	51	50	53
- N <sub>tot</sub>	34	34	35

Tabel 19: Procesgegevens van oxydatiebedden van de jaren 1989, 1990 en 1991<sup>[41],[42],[43]</sup>.

Denitrificatie vindt nagenoeg niet plaats in oxydatiebedden omdat de zuurstofconcentratie te hoog is. Alleen op die plaatsen in het oxydatiebed waar de zuurstoftoevoer beperkt is, of waar de biofilm zo dik kan worden dat deze gedeeltelijk anoxisch wordt, kan denitrificatie van betekenis optreden.

In tabel 19 is een aantal gegevens van oxydatiebedinstallaties opgenomen. De stikstofverwijdering bedraagt gemiddeld 34%. Deze verwijdering moet vooral worden toegeschreven aan de



voorbezinking en het vastleggen van stikstof in biomassa.

## 7.2 Optimalisatie van de N-verwijdering in oxydatiebedinstallaties

In tegenstelling tot het actief-slibproces heeft het oxydatiebed weinig mogelijkheden voor de sturing van de zuiveringsprocessen. Dit beperkt de mogelijkheden voor optimalisatie binnen een oxydatiebedconcept. Verbetering van de effluentkwaliteit met behoud van de oxydatiebedden zal vooral moeten worden gezocht in de combinatie met voor- en/of nageschakelde systemen.

Binnen een opzet met vergaande N-verwijdering kunnen oxydatiebedden in principe op de volgende manieren worden ingezet:

- BZV-verwijdering;
- nitrificatie;
- denitrificatie;
- ombouw tot actief-slibreactor.

Deze mogelijkheden worden hier achtereenvolgens behandeld. De beschreven configuraties zijn weergegeven in figuur 22.

### 7.2.1 *BZV-verwijdering in oxydatiebedden*

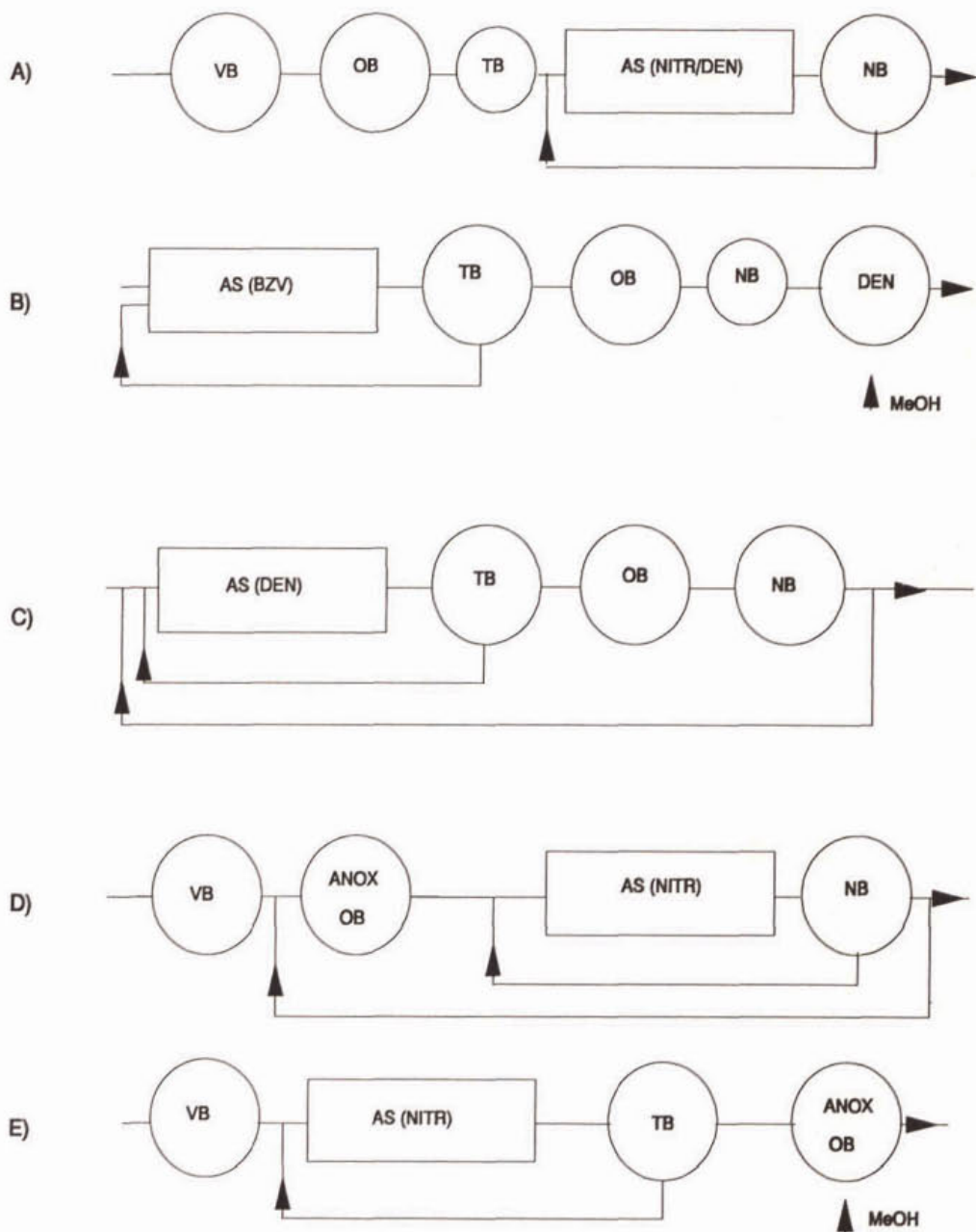
BZV-verwijdering is in de conventionele opzet de hoofdtak van het oxydatiebed. Het oxydatiebed kan in principe ongewijzigd worden ingezet als eerste trap van een meertrapssysteem (figuur 22a). De aldus bereikte BZV-verwijdering is gunstig voor nitrificatie in de tweede trap. Het gevormde nitraat moet vervolgens nog worden gedenitrificeerd. Bij normale afvalwatersamenstelling is hiervoor een aanvullende BZV-dosering nodig als de BZV/NO<sub>3</sub>-N verhouding door het oxydatiebed is verlaagd tot circa 4 of lager. Voor de mogelijkheden tot verbetering van de N-totaalverwijdering in de tweede trap van een tweetrapsinstallatie wordt verwezen naar hoofdstuk 6.

### 7.2.2 *Nitrificatie in oxydatiebedden*

De nitrificatie in een oxydatiebed kan worden verbeterd door verlaging van de biologische belasting van het bed. Dit kan door voorprecipitatie toe te passen. Hierdoor wordt extra BZV verwijderd waardoor de BZV-belasting wordt verlaagd en het aantal nitrificerende micro-organismen toeneemt. Deze verlaging zal echter niet voldoende zijn om met bestaande laagbelaste oxydatiebedden te nitrificeren tot het niveau dat nodig is om 10 mg N<sub>ox</sub>/l te bereiken.

Door serieschakeling van twee oxydatiebedden wordt het tweede bed lager belast, waardoor de mogelijkheden voor nitrificatie toenemen. Bij invoering van serieschakeling op een bestaande installatie kan slechts de helft van het afvalwater worden verwerkt omdat de hydraulische belasting van elk bed anders wordt verdubbeld.

Een effectievere verlaging van de BZV-belasting is mogelijk door een vrij hoog belast actief slibstelsysteem vóór de oxydatiebedden te schakelen. Het oxydatiebed heeft dan tot taak de resterende ammonium te oxyderen ('nitrificerend filter'). Vergaande nitrificatie is in een dergelijke opstelling mogelijk bij een stikstofbelasting van het actief oppervlak van 0,5 g N/(m<sup>2</sup>.d) (0,04 kg N/(m<sup>3</sup>.d) bij lavavulling à 80 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>). In een conventioneel eentraps laagbelast oxydatiebed met een BZV-belasting van 0,2 kg BZV/(m<sup>3</sup>.d) bedraagt de stikstofbelasting circa 0,06 kg N/(m<sup>3</sup>.d) (circa 0,8 g N/(m<sup>2</sup>.d)). Dit betekent dat door voorschakeling van een biologische BZV-trap met 35% Kj-N-verwijdering in principe een goede belasting wordt bereikt om het bestaande oxydatiebed als nitrificerend filter te benutten.



VB= voorbezinking; OB= oxydatiebed; TB = tussenbezinking; NB = nabezinking; ANOX OB anoxisch oxydatiebed; MeOH = methanol; AS (NITR) = nitrificerend actief slib; AS (DEN) = denitrificerend actief slib; AS (BZV) = BZV verwijderend actief slib; AS (NITR/DEN) = nitrificerend en denitrificerend actief slib

Figuur 22: Mogelijke configuratieschema's van geoptimaliseerde oxydatiebedinstallaties.

Het nitraatrijke effluent van het nitrificerend filter moet nog worden gedenitrificeerd. Dit kan worden gerealiseerd in een nageschakelde denitrificatietrap met externe BZV-dosering (figuur 22b). In principe is ook terugvoer naar een voordennitrificatiesysteem mogelijk (figuur 22c). Om vergaande N-verwijdering te bereiken, is dan echter een recirculatiefactor van minimaal 4 x het DWA-debiet nodig (zie 5.3), waardoor het bed met 5 x het influentdebiet wordt belast. In een bestaand bed zal de maximale hydraulische belasting beperkt zijn tot het RWA-debiet (veelal 2,5 à 3 dwa).



### 7.2.3 *Denitrificatie in oxydatiebedden*

Onder normale omstandigheden heersen binnen het oxydatiebed aërobe condities, waardoor de denitrificatie zeer beperkt is. Door aanpassingen van het oxydatiebed, zoals het afsluiten van ventilatiekanalen en afdekken van het oppervlak en de effluentgoten, kan de luchttoevoer worden beperkt. In principe kunnen hierdoor anoxische condities in de biofilm worden gecreëerd, waardoor denitrificatie kan plaatsvinden. De oxydatiebedden kunnen dan worden toegepast als denitrificatietrap.

Er zijn slechts zeer beperkte praktijkervaringen met denitrificatie in oxydatiebedden. In Duitsland zijn in 1991 enkele experimenten uitgevoerd om met anoxische oxydatiebedden te denitrificeren<sup>[61]</sup>. Volgens de auteurs is denitrificatie met anoxische oxydatiebedden mogelijk. De gepresenteerde gegevens zijn echter te beperkt voor beoordeling van de haalbaarheid en de omzettingcapaciteit. De universiteit van Stuttgart verricht onderzoek op de afvalwaterzuiveringsinrichtingen Esslingen-Berkheim (OB/AS-systeem) en Neuhausen a/d Fildern (OB/OB-systeem).

De resultaten van het genoemde onderzoek moeten worden afgewacht om te kunnen beoordelen welke mate van denitrificatie kan worden bereikt in anoxisch gemaakte oxydatiebedden. Belangrijk zijn tevens de neveneffecten (o.a. stabiliteit van de biofilm, invloed van debietvariaties).

Bij eventuele toepassing van denitrificerende oxydatiebedden kunnen de bedden worden ingezet als voor- of nadenitrificatieruimte. Bij voordenenitrificatie wordt het effluent van de nitrificatiestap teruggevoerd naar het voorgeschakelde bed (figuur 22d). Hierbij moet rekening worden gehouden met de zeer grote recirculatiestroom om een hoog N-totaalverwijderingsrendement te bereiken. Bij toepassing als nageschakelde denitrificatie speelt dit bezwaar niet, maar zal een externe BZV-bron moeten worden toegevoegd (figuur 22e).

### 7.2.4 *Ombouw tot actief-slibinstallaties*

Oxydatiebedden kunnen soms worden omgebouwd tot actief-slibtanks. Daartoe moeten flinke aanpassingen aan de constructie plaatsvinden. De bodem van het oxydatiebed zal gedicht moeten worden. Waarschijnlijk zal de wand van het oxydatiebed verstevigd moeten worden omdat een met water gevulde tank een grotere kracht op de wand uitoefent dan een bed met vulmateriaal. Nagegaan moet worden of de fundatie in staat is een geheel met water gevulde tank te dragen. Verder zal het leidingwerk deels gereconstrueerd moeten worden en dient beluchtingsapparatuur geïnstalleerd te worden.

Het hoge waterpeil van de oxydatiebedden ten opzichte van de nabezinktanks en overige onderdelen leidt tot een verhoogd energieverbruik en vergt voorzieningen om vlok vernietiging bij het transport naar de nabezinking te voorkomen.

Afhankelijk van de situatie zullen de praktische en technologische aspecten en kosten bij het aanpassen van de oxydatiebedden moeten worden afgewogen tegen de bouw van een geheel nieuwe actief-slibinstallatie.

8.1 Inleiding

Een aantal nieuwe systemen voor biologische N-verwijdering is in ontwikkeling. Veelal zijn dit slib-op-dragersystemen waarin hoge volumebelastingen mogelijk zijn door handhaving van een hoge biomassaconcentratie. De geconcentreerde biomassa wordt verkregen door het toepassen van dragermateriaal met een groot specifiek oppervlak waarop de biomassa zich kan hechten. De biomassaconcentratie is afhankelijk van het soort dragermateriaal (bijvoorbeeld kunststofprofielen, losse vulelementen, inerte korrels, agarbolletjes), de eigenschappen van het dragermateriaal (zoals specifiek oppervlak, porositeit, ruwheid) en het toegepaste reactorconcept. Tabel 20 verduidelijkt dit voor enkele systemen. Uit de tabel blijkt dat bij fijne dragermaterialen de hoogste biomassaconcentratie per volume-eenheid wordt bereikt.

	vast bed	vast bed	gesuspenderde groei	gefluideerd zand
dragermateriaal	gravel	gravel	biomassa	zand
mediadiameter (mm)	25 - 40	10	1 - 2	0,2 - 0,5
biomassa-concentratie (kg/m <sup>3</sup> )	4 - 8	5 - 10	5 - 20	10 - 15
biofilmoppervlak/volume eenheid (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	120	360	700	3000
denitrificatiesnelheid (g N/m <sup>3</sup> .h)				
10°C	2,5	12	60	160
20°C	5,0	24	120	310

Tabel 20: Karakteristieke gegevens van verschillende systemen en dragermaterialen bij denitrificatie-experimenten<sup>[62]</sup>.

Hoewel fijne dragers gunstig zijn uit het oogpunt van biomassaconcentratie, hebben ze ook nadelen. Een reactorbed met zeer fijn dragermateriaal heeft een kleine porositeit en zal snel dichtslibben. Zeer fijne materialen zijn daarom alleen in wervelbedreactoren toepasbaar.

Stikstofverwijdering in slib-op-drager systemen verloopt volgens de normale kinetiek, zoals beschreven in hoofdstuk 2, mits de biofilm niet dikker is dan 100 µm<sup>[63]</sup>. In dikkere biofilms kan diffusielimitatie optreden en wordt de diffusiesnelheid het snelheidsbepalende proces.

In paragraaf 8.2 wordt nader ingegaan op de verschillende systemen en daarop gebaseerde reactorconcepten.

8.2 Reactorconcepten8.2.1 Wervelbedreactor

Kenmerkend voor wervelbedreactoren is dat de biomassa is gebonden aan een wervelend bed bestaande uit deeltjes dragermateriaal ter grootte van 0,1 - 1 mm. Het wervelen wordt in stand gehouden door een opwaartse vloeistofstroom.



Wervelbedreactoren worden onderverdeeld in twee- en drie-fasenreactoren. In twee-fasenreactoren zijn een vaste fase (drager) en een vloeistoffase (water) aanwezig. In drie-fasenreactoren is naast de vaste en vloeibare fase ook een gasfase aanwezig.

Gewoonlijk is het bedvolume in wervelende toestand meer dan tweemaal zo groot als in rust<sup>[64]</sup>. De porositeit van het wervelbed kan worden gestuurd met de opwaartse stroomsnelheid van de vloeistof.

In een tweefasen-wervelbedreactor kunnen nitrificatie en denitrificatie niet tegelijkertijd plaatsvinden, omdat de reactor geheel aëroob of geheel anoxisch is. De driefasen-wervelbedreactor wordt in paragraaf 8.2.2 uitgebreider behandeld.

Om een aëroob milieu in een tweefasen-wervelbedreactor te creëren, moet het water buiten de reactor met zuurstof worden verzadigd. De zuurstof in de toevoer van de reactor wordt door de verademing in de geconcentreerde biomassa snel verbruikt. Met lucht kan onder atmosferische omstandigheden niet meer dan 10 mg O<sub>2</sub>/l in water worden opgelost. Door beluchting van de vloeistofstroom bij een hogere druk en/of gebruik van zuivere zuurstof kan meer zuurstof worden opgelost. Hierdoor zal de zuurstofconcentratie in de reactor minder snel beperkend zijn voor de omzettingen.

Op basis van het wervelbedprincipe heeft Dorr-Oliver twee reactoren ontwikkeld: de nitrificerende Oxitron-aëroob reactor en de denitrificerende Oxitron-anoxisch reactor.

Het aëroobe Oxitronsysteem bestaat uit een wervelbed en een zuurstofinbrengsysteem (oxygenator). In de oxygenator wordt zuivere zuurstof in het aan de reactor toe te voeren water opgelost. Dit gebeurt onder hoge druk, zodat ongeveer 50 mg O<sub>2</sub>/l water kan worden opgelost. Bij het anoxische Oxitronsysteem wordt een externe koolstofbron toegediend om denitrificatie mogelijk te maken. Meestal wordt hiervoor methanol gebruikt.

Een bijzondere vorm van een wervelbedreactor is het USB-proces (upflow sludge blanket) dat aan de Landbouw Universiteit in Wageningen (LUW) is ontwikkeld. In dit type wervelbed wordt geen gebruik gemaakt van dragermateriaal om de biomassa in de reactor te houden. Een USB-reactor wordt zo bedreven dat zich een zeer goed bezinkbaar slib ontwikkelt dat in wervelende toestand wordt gehouden. In laboratorium-experimenten met een USB-reactor werden goede denitrificatieresultaten gehaald<sup>[65]</sup>.

### 8.2.2 Airlift

Het airliftsysteem is een uitvoering van het driefasen-wervelbedsysteem. De reactor bestaat uit twee concentrische buizen met een hoogte/diameter-verhouding van 10 tot 30, die verticaal zijn opgesteld. De binnenste buis wordt belucht waardoor een opwaartse stroming ontstaat. In de buitenbuis stroomt het water naar beneden. Door de hoge stromingssnelheden wordt bezinking van het dragermateriaal voorkomen. Boven in de reactor bevindt zich een bezinkcompartiment waar het dragermateriaal wordt gescheiden van het gezuiverde water.

De airliftreactor is in de basisuitvoering aëroob en is daarom niet geschikt om te denitrificeren. Door een extra grote niet-beluchte neergaande buis aan te brengen kan in het airlift-concept een anoxische ruimte worden gecreëerd. In dit compartiment kan denitrificatie optreden. Met de denitrificerende airlift-loopreactor zijn nog geen praktijkervaringen opgedaan.

In een onderzoek van TNO<sup>[66]</sup> naar de geschiktheid van airlift-reactoren voor de zuivering van stedelijk afvalwater werden een goede CZV-verwijdering en nitrificatie bereikt bij verblijftijden langer dan 1,5 uur. Bij kortere verblijftijden vond sterke groei van *Thiothrix*-draadvormende bacteriën op de korrels plaats, waardoor massale uitspoeling van dragermateriaal optrad.

Een technisch-economische evaluatie voor de toepassing van de driefasen-airliftreactoren bij de zuivering van stedelijk afvalwater kwam tot de volgende conclusies<sup>[67]</sup>:

- Airliftreactoren bieden perspectief voor de zuivering van stedelijk afvalwater. Dit geldt met name voor actief-slibinstallaties die uitgebreid moeten worden voor vergaande N- en P-verwijdering en waar weinig ruimte beschikbaar is.
- Een rioolwaterzuiveringsinrichting op basis van een airlift-reactor heeft lagere investeringen



dan een conventionele installatie. De hoge bedrijfskosten doen dit positieve effect echter in grote mate teniet.

### 8.2.3 *Biofor*

De Biofor-reactor, ontwikkeld en op de markt gebracht door Degrémont, is gebaseerd op het principe van een aëroob opwaarts doorstroomd vast bed. Het bed is voorzien van bellenbeluchting (driefasenprincipe). Het Biofor systeem wordt toegepast voor de nitrificatie van voorbehandeld huishoudelijk afvalwater. Als dragermateriaal wordt Biolite of zand gebruikt. Biolite is een geëxpandeerd aluminiumsilicaat met een bolvormige of onregelmatige korrel. Door de tamelijk grote diameter van het Biolite (6 - 7 mm) wordt minder zwevende stof tegengehouden dan met zand. De bedhoogte is meestal 3 m en de maximale superficiële snelheid is 10 m/h. De oppervlakte van een Bioforreactor is 10 tot 120 m<sup>2</sup>.

Voor verwijdering van overmatige biomassa en in het filter achtergebleven vaste stof wordt het bed regelmatig gespoeld. Voor de spoeling van het bed wordt een mengsel van water en lucht gebruikt. De totale spoelprocedure neemt een half uur in beslag. Eventueel uitgespoelde Biolite wordt teruggevoerd naar de reactor. Voor een praktijkinstallatie wordt verwacht dat deze eens in de twee dagen moet worden gespoeld. Hiervoor is ongeveer 4% van de behandelde hoeveelheid afvalwater nodig.

Met het Bioforsysteem kan een nitrificatierendement worden bereikt van 92-95% (effluentconcentratie <3 mg NH<sub>4</sub>-N/l). Het Bioforsysteem nitrificeert beter naarmate de BZV-belasting lager is.

### 8.2.4 *Nitrazur*

Het Degrémont Nitrazursysteem voor denitrificatie is gebaseerd op een opwaarts doorstroomd vast bed waarin geen beluchting plaatsvindt. De huidige (derde) generatie van het Nitrazursysteem lijkt erg veel op het Bioforsysteem dat voor aërobe processen wordt gebruikt. Het voorbehandelde afvalwater wordt van onder naar boven door de reactor geleid, die gevuld is met Biolite of zand als dragermateriaal. Voor het verwijderen van overmatige biomassa en in het filter achtergebleven vaste stof wordt het bed in opwaartse richting gespoeld met lucht en water. Voor de spoelprocedure is 1,5 - 4,0% van de behandelde hoeveelheid water nodig.

### 8.2.5 *Biocarbone*

Het Franse Biocarbone proces, op de markt gebracht door OTV, is gebaseerd op een aëroob neerwaarts doorstroomd vast bed dat in tegenstroom wordt belucht. Het wordt ook wel Biological Aerated Filter (BAF) genoemd. De Biocarbonereactor bevat als dragermateriaal 3 - 6 mm grote geëxpandeerde kleikorrels. De reactor kan het best worden ingezet voor de nitrificatie van voorgezuiverd afvalwater.

Verstopping door overmatige biomassagroei en tegengehouden zwevende stof wordt tegengegaan door regelmatige spoeling van het filter. Een spoelbeurt duurt circa 30 minuten. Bij pulserende beluchting moet het bed iedere dag worden gespoeld. Bij constante beluchting moet vaker worden gespoeld. Voor één keer spoelen is 2 tot 3,5 maal het bedvolume aan water nodig. Dit is ongeveer 8% van het behandelde water bij dagelijks spoelen. De maximale grootte van een Biocarbone reactor is 84 m<sup>2</sup>. De optimale bedhoogte is 2,5 tot 3 m. De maximale superficiële snelheid is 6 à 7 m/h.

Het aërobe Biocarbone proces is op semi-praktijkschaal beproefd voor na-nitrificatie van huishoudelijk afvalwater.

### 8.2.6 *Linpor*

De Linporreactor, op de markt gebracht door Linde, is gebaseerd op het actief-slibstelsel. De



biomassaconcentratie wordt vergroot door de toevoeging van poreus dragermateriaal in de beluchtingsruimte.

Het 1 - 2 cm grote kubusvormige dragermateriaal (Linpor-Würfel, poly-urethaan) heeft een sponsachtige structuur. Het specifiek oppervlak is circa  $10.000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ , waarvan zich meer dan 90% in de poriën bevindt. Bij toepassing van Linpor wordt de beluchtingstank voor 15 - 35% met dragermateriaal gevuld waardoor biomassaconcentraties tussen 10 en  $20 \text{ kg}/\text{m}^3$  bereikt kunnen worden<sup>[68],[69]</sup>.

Bij uitbreiding van de installatie met een nageschakelde nitrificerende Linpor-N-reactor is geen extra nabezinktank nodig omdat de totale biomassa gehecht is aan het dragermateriaal. Het dragermateriaal wordt door zeven in de reactor gehouden. Het is niet nodig het dragermateriaal te reinigen<sup>[70]</sup>.

Het nuttige oppervlak van het dragermateriaal voor nitrificeerders is kleiner dan het totale specifieke oppervlak. In de schuimpjes treedt zuurstoflimitatie op waardoor er geen nitrificatie plaatsvindt. Dit probleem en de hoge kosten van het schuim maken toepassing van Linpor-N minder rendabel<sup>[71]</sup>.

### 8.2.7 *Denitrificatie in filterbedden*

Zandfilters hebben als primaire functie zwevende stof te verwijderen. Door de biofilm die in het algemeen op het filtermateriaal ontstaat, kunnen filters ook worden ingezet voor nutriëntenverwijdering.

#### *nitrificatie in droogfilter*

Op de rwzi Mannheim is een droogfilter geïnstalleerd dat behalve voor zwevende-stofverwijdering ook wordt gebruikt voor na-nitrificatie en BZV-verwijdering<sup>[64]</sup>. Het filterbed wordt in meestroom belucht door onderdruk onder het filterbed aan te leggen. Het bed wordt normaliter eens in de twee dagen met lucht en water in tegenstroom gespoeld.

De mate van nitrificatie hangt af van de  $\text{NH}_4\text{-N}$ -belasting en de filtersnelheid. Bij een hoge belasting wordt meer ammonium verwijderd dan bij een lage belasting. Uit experimenten is gebleken dat met droogfilters maximaal  $1,5 \text{ kg NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$  kan worden verwijderd. Tijdens een aantal experimenten is gemiddeld  $0,51 \text{ kg NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$  verwijderd<sup>[64]</sup>.

#### *denitrificatie-experimenten met DynaSandfilter*

Het DynaSand-filter is een opwaarts doorstroomd zandfilter. Continu wordt onderuit het filter zand afgetapt, dat wordt gewassen en weer boven op het bed gebracht.

Op het drinkwaterpompstation Roosteren is onderzoek verricht naar denitrificatie in een DynaSandfilter, met ethanol als koolstofbron. Uit het onderzoek is gebleken dat denitrificatie met het DynaSandfilter mogelijk is en een goed alternatief is voor denitrificatie in een conventioneel zandfilter. Bij een filtratiesnelheid van 4 m/h en een nitraat-influentconcentratie van  $17 \text{ mg NO}_3\text{-N}/\text{l}$  werd een verwijderingsrendement van 95% gehaald. Het systeem moet nog verder geoptimaliseerd worden, met name voor toepassing in de afvalwaterzuivering<sup>[72]</sup>.

### 8.3 Praktijkervaring met slib-op-dragersystemen

Om de toepassingsmogelijkheden te evalueren en praktijkervaring op te doen, is in het kader van het STOWA PN 1992-programma met een aantal slib-op-dragersystemen onderzoek op semi-praktijkschaal uitgevoerd. Dit onderzoek richtte zich op het anoxische Oxitronsysteem, het Nitrazursysteem en het Bioforsysteem. De eerste resultaten en ervaringen zijn hieronder kort samengevat<sup>[73]</sup>. Ook de praktijkervaring in het buitenland betreft met name installaties op semi-technische schaal; voor deze ervaringen wordt verwezen naar de literatuur<sup>[64]</sup>.

Bij de resultaten en ervaringen van het onderzoek uitgevoerd in het kader van het PN 1992-programma moeten worden opgemerkt dat de proeven zijn uitgevoerd met effluent van de rwzi Houtrust, dat hoge  $\text{NO}_3\text{-N}$  en zwevende-stofgehalten heeft van respectievelijk 40 en gemiddeld



45 mg/l.

In het anoxische Oxitronsysteem is methanol als externe koolstofbron toegediend, 2,75 kg methanol/kg  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Bij belastingen tot tenminste 5,8 kg  $\text{NO}_3\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$  kan het rendement oplopen tot >95% ( $T = 20^\circ\text{C}$ ).

Bij deze belastingen is het proces niet stabiel. Een stabiel proces wordt verkregen bij continue belastingen < 2,5 kg  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ . Dit is ruim boven de door Dorr-Oliver opgegeven waarde en is een gevolg van een extreem hoge biomassaconcentratie in de reactor. Het zwevende-stofgehalte in het effluent is als gevolg van biomassa-uitspoeling meestal hoger dan in de toevoer van de reactor.

Bij een belasting van 0,7 tot 0,9 kg  $\text{NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$  in het Bioforsysteem bedroeg het nitrificatierendement > 90%. Bij belastingen hoger dan 0,9 kg  $\text{NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$  bleef de verwijderde hoeveelheid  $\text{NH}_4\text{-N}$  constant rond 0,8 kg  $\text{NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$  ( $T = 20^\circ\text{C}$ ). Deze onder zomerse condities verkregen resultaten zijn gunstiger dan de door Degrémont opgegeven ontwerpwaarden van 0,8 kg  $\text{NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$  maximale belasting en 0,6  $\text{NH}_4\text{-N}$  kg/ $(\text{m}^3\cdot\text{d})$  nitrificatie. Bij een temperatuur van 14 à 15 °C wordt bij belastingen > 0,7 kg  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{m}^3\cdot\text{d}$  een verwijderingsrendement 90% gehaald. Deze waarden komen beter overeen met de ontwerpwaarden van Degrémont.

Het zwevende-stofgehalte in het effluent ligt lager dan in de toevoer van de reactor. Hieruit blijkt dat het systeem tevens een filterende werking heeft.

De resultaten van het onderzoek met de Nitrazurreactor komen overeen met die van de anoxische Oxitron van Dorr-Oliver. Bij belastingen tot 4,5 kg  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{m}^3\cdot\text{d}$  werd een rendement > 95% gehaald. De methanoldosering bedroeg 2,85 kg methanol/kg  $\text{NO}_3\text{-N}$ .

De opgedane ervaringen met de verschillende systemen hebben geleid tot een aantal algemene aandachtspunten<sup>[73]</sup>:

- Het ontwerp van compactsystemen moet in overeenstemming zijn met de specifieke omstandigheden van een bepaalde rwzi, met name hydraulisch en technologisch.
- Compactsystemen verschillen sterk van actief-slibsystemen. Ze reageren snel en hebben een korte hydraulische verblijftijd. De procesapparatuur, regeling en de bediening van de compactsystemen zijn dan ook geheel anders dan bij actief-slibsystemen. Scholing van het bedienend personeel, gericht op de specifieke werktuigbouwkundige en technologische aspecten, is noodzakelijk voor een goede bedrijfsvoering van de installaties.
- Betrouwbare meetsystemen zijn essentieel voor proces-regeling van de reactor en de methanoldosering bij denitrificerende installaties.
- Compactsystemen zijn in principe automatisch werkende systemen. Bij het opstarten en bij storingen van de installatie kan handbediening echter nodig zijn. Het ontwerp van de installatie dient hierop te worden afgestemd.

Voor specifieke bedrijfsvoeringsaspecten wordt verwezen naar het onderzoeksrapport<sup>[73]</sup>.

## 8.4 Evaluatie

Wegens de beperkte ervaring met stikstofverwijdering in slib-op-dragersystemen wordt hier een zeer globale beschouwing gegeven.

De systemen kunnen door hun hoge biomassaconcentraties en beheersbare procesomstandigheden compact worden gebouwd. Door de geoptimaliseerde procesomstandigheden kan meestal maar één proces per reactor verlopen: BZV-verwijdering, nitrificatie of denitrificatie. Hierbij wordt opgemerkt dat een volledig nitrificerende reactor wordt verkregen bij BZV-concentraties < 10 mg/l (gefiltreerd effluent). Boven deze concentratie zal in een deel van de reactor alleen maar BZV-oxydatie plaatsvinden, waardoor de nitrificatiecapaciteit van deze reactor lager is.

Dat per reactor maar één proces optimaal kan verlopen, kan betekenen dat voor vergaande zuivering van afvalwater meerdere reactoren nodig zijn.



Wervelbedreactoren kunnen door hun hoge biomassaconcentraties lagere kapitaalinvesteringen hebben dan actief-slibtanks om tot hetzelfde resultaat te komen. De bedrijfskosten zijn echter aanmerkelijk hoger. De hogere kosten worden voornamelijk veroorzaakt door de zuurstofvoorziening en de hoeveelheid water die rondgepompt moet worden om het dragermateriaal gefluïdiseerd te houden.

principe	naam	fabrikant	nitrificatie	denitrificatie	rendement (%)	N-verw (kg/m <sup>3</sup> .d)	ruimtebeslag reactor (m <sup>2</sup> .d/kg N-verw)	exploitatiekosten (f/kg N-verw)
Wervelbed								
* tweefasen anoxisch	Oxitron anaëroob	Dorr-Oliver		x	87	1,6	0,25	7,50
Vastbed								
* droogfilter	n.v.t.	n.v.t.	x		51	0,51	1,27	-
* downflow aëroob	Biocarbone aëroob	OTV	x		90	≈0,5	≈0,8	≈6,00
* upflow aëroob	Biofor	Degré-mont	x		93	0,75	0,45	≈5,00

Tabel 21: Belangrijkste kenmerken van compactsystemen.[64]

Vast-bedreactoren als nageschakelde trap hebben als bijkomend voordeel dat bij gebruik van fijn dragermateriaal een deel van de zwevende stof uit het effluent wordt verwijderd.

De hechting, groei en afsterving van biofilms zijn dynamische en gevoelige processen. De biofilm moet stevig genoeg gehecht zijn om voldoende biomassa in de reactor te handhaven. Aan de andere kant moet het mogelijk zijn de aanwas aan biomassa van de drager te verwijderen. De sturing van dit evenwicht tussen aangroei en loslaten is van groot belang voor een stabiele procesvoering en goede werking van de reactor.

Op dit moment is een aantal systemen beschikbaar waarmee enige (semi)praktijkervaring is opgedaan als nageschakeld systeem voor nitrificatie of denitrificatie. In tabel 21 zijn van deze systemen de belangrijkste kenmerken weergegeven<sup>[64]</sup>.

## 9 INTERACTIES TUSSEN N- EN P-VERWIJDERING

### 9.1 Inleiding

Niet alleen voor stikstof gelden aangescherpte effluenteisen, maar ook voor fosfaat. De beschreven systemen en technieken voor vergaande stikstofverwijdering zullen daarom gecombineerd moeten worden met systemen voor vergaande fosfaatverwijdering. De onderlinge invloed van beide systemen zal daarom verwerkt moeten worden in het ontwerp.

Naast de onderlinge interactie van de stikstof- en fosfaatverwijdering, is er ook invloed op de bezinkbaarheid van het slib, uitgedrukt als de SVI. Het effect van nitrificatie en denitrificatie op de SVI wordt in paragraaf 9.3 behandeld.

### 9.2 Interactie met chemische defosfatering

Chemische defosfatering is gebaseerd op de vorming van fosfaatverbindingen die slecht oplosbaar zijn in water. Hiervoor kunnen metaalzouten (ijzer- of aluminiumzouten) of kalk worden toegepast.

De invloed van de toegepaste stoffen en gevormde neerslagen op de stikstofverwijdering verschilt per stof en is mede afhankelijk van het doseerpunt. Afhankelijk van de plaats wordt gesproken van voorprecipitatie, simultane precipitatie of na-precipitatie. Aan de hand van deze indeling zal de invloed van de chemische defosfatering op de stikstofverwijdering worden besproken. Voor een uitgebreide behandeling van chemische defosfatering wordt verwezen naar de literatuur<sup>[74]</sup>.

#### *voorprecipitatie*

Bij voorprecipitatie worden driewaardige metaalzouten of kalk in de toevoer van de voorbezinktank gedoseerd. Het gevolg hiervan is dat naast fosfaat ook extra BZV wordt verwijderd. Door deze extra BZV-verwijdering neemt de slibbelasting af en de slibleeftijd toe, wat gunstig is voor de nitrificatie. Bovendien wordt de BZV/N-verhouding van het voorbezonden afvalwater lager, waardoor de fractie nitrificeerders in het slib toeneemt. Hierdoor stijgt ook de nitrificatiecapaciteit.

Het nadeel van de extra BZV-verwijdering is dat minder BZV beschikbaar is voor de denitrificatie. De BZV-verwijdering neemt in vergelijking met alleen voorbezinking toe van 20 - 30% tot 40 - 60%. De BZV/N-verhouding daalt door de voorprecipitatie van 3,5 à 4,5 naar circa 2. Hierdoor kan de BZV/NO<sub>3</sub>-N-verhouding beneden de stoichiometrisch vereiste 2,86 g bruikbare CZV per g NO<sub>3</sub>-N komen. In dat geval zijn aanvullende maatregelen noodzakelijk, bijvoorbeeld nageschakelde denitrificatie met methanoldosering.

De door voorprecipitatie extra verwijderde BZV betreft voornamelijk de fractie onopgeloste BZV. De invloed van voor-precipitatie op de initiële denitrificatiesnelheid is dan ook gering, omdat in de opgeloste BZV-fractie de makkelijk afbreekbare BZV zit. Op de totaal voor denitrificatie beschikbare CZV is de invloed van voorprecipitatie waarschijnlijk groter. De informatie hierover is zeer beperkt.

Het gebruik van kalk bij voorprecipitatie kan als nadeel hebben dat de pH te hoog wordt en het afvalwater geneutraliseerd moet worden voordat het in de actief-slibruimte komt. Voorprecipitatie met zure metaalzouten kan problemen geven voor de nitrificatie wanneer de alkaliteit van het afvalwater laag is.

#### *simultane precipitatie*

Bij simultane precipitatie worden de chemicaliën in het actief-slibstelsel gedoseerd. Het gevormde neerslag vermengt zich met het actief slib, waardoor de anorganische fractie van het slib toeneemt. Dit heeft tot gevolg dat bij een gelijkblijvende slibconcentratie de biologische slibbelasting toeneemt. De fractie nitrificeerders wordt kleiner en dus ook de nitrificatiecapaciteit. Bij de dimensionering van een installatie met simultane precipitatie moet met dit effect



rekening worden gehouden. Dit kan door een verhoging van het droge-stofgehalte in de actief-slibtank of een vergroting van het volume.

Uit Stowa-onderzoek naar de invloed van  $\text{FeSO}_4$ -dosering bij simultane defosfatering is gebleken dat de in de literatuur beschreven afname van de nitrificatie en denitrificatiesnelheid per kg organische stof (bepaald als gloeiverlies) een gevolg is van een overschatting van het organische-stofgehalte. De overschatting van de organische slibfractie wordt veroorzaakt doordat aan het chemisch slib hydraatwater is gebonden. Dit hydraatwater wordt niet in de droge-stofbepaling maar pas in de gloeirestbepaling verwijderd. Hierdoor wordt het gehalte organische stof te groot berekend<sup>[9]</sup>.

Hoewel ook de denitrificatiecapaciteit verminderd wordt bij een groot aandeel chemisch slib, wordt wanneer dit gelijk wordt verondersteld aan het gloeiverlies in het algemeen geen grote invloed van simultane defosfatering op de denitrificatie verwacht, omdat denitrificatie een veel minder gevoelig proces is dan nitrificatie.

Ook bij simultane defosfatering moet op de alkaliteit in de beluchtingstank worden gelet. Deze wordt ondermeer door zuur reagerende metaalzouten beïnvloed. Wanneer door zuur reagerende metaalzouten een te lage restalkaliteit overblijft, kan de pH in een ongunstig gebied voor nitrificatie komen. De grenswaarde van de restalkaliteit ligt op 2 mmol  $\text{HCO}_3^-/\text{l}$ .

#### *na-precipitatie*

Na-precipitatie vindt plaats in een extra trap achter de nabezinktank van de biologische zuivering. De gedoseerde chemicaliën komen daardoor niet in contact met de biomassa. Soms wordt het fosfaatslib gerecirculeerd om de fosfaatverwijdering te vergroten. De anorganische fractie van het slib zal door deze recirculatie toenemen, met hetzelfde effect op de nitrificatie als bij simultane precipitatie.

### 9.3 Interactie met biologische defosfatering

De basis voor biologische defosfatering is de aanwezigheid van fosfaatophopende bacteriën. Om voldoende fosfaatophopende bacteriën in het slib te krijgen is het noodzakelijk dat:

- het slib gedurende enige tijd anaëroob is;
- makkelijk afbreekbare BZV aanwezig is in de anaërobe zone.

In de anaërobe fase wordt het opgeslagen ortho-fosfaat weer afgegeven onder gelijktijdige opname van zeer makkelijk afbreekbare BZV. Onder anoxische condities zal echter eerst denitrificatie optreden. De door de denitrificatie verbruikte BZV is niet meer beschikbaar voor de P-afgifte. Denitrificatie en P-afgifte concurreren dus om de BZV. Bij een krappe BZV/N-verhouding moet gekozen worden tussen biologische defosfatering en N-verwijdering.

Tot voor kort werd aangenomen dat de BZV die in de anaërobe tank door P-ophopende micro-organismen wordt opgeslagen niet meer beschikbaar zou zijn voor de denitrificatie. Uit recent onderzoek is gebleken dat een aantal soorten P-ophopende micro-organismen in staat is onder anoxische omstandigheden fosfaat op te nemen. Tijdens de fosfaatopname wordt BZV geoxydeerd met nitraat als elektronenacceptor. Hieruit blijkt dat biologische defosfatering de denitrificatie niet negatief hoeft te beïnvloeden<sup>[17]</sup>. Het is echter nog niet duidelijk onder welke omstandigheden deze micro-organismen voorkomen. De praktische toepassing is daarom nog niet duidelijk.

Bij aanwezigheid van nitraat in de anaërobe tank zal geen BZV-opname en P-afgifte plaatsvinden door de fosfaatophopende micro-organismen. Hierdoor wordt de selectie van deze organismen belemmerd en wordt het rendement van de biologische defosfatering verlaagd. Vergaande denitrificatie van het gevormde nitraat is daarom een randvoorwaarde bij biologische defosfatering.

Voor een uitgebreide behandeling van biologische defosfatering wordt verwezen naar de



handleiding biologische defosfatering<sup>[75]</sup>.

#### 9.4 Interactie met licht-slibbestrijding

Uit onderzoek uitgevoerd in het kader van het PN 1992-programma bleek dat de procescondities voor vergaande N-verwijdering dikwijls leiden tot slechtere bezinkingseigenschappen van het slib leiden<sup>[76]</sup>. Deze verslechtering blijkt echter afhankelijk te zijn van het zuiveringssysteem. De invloed van de verschillende systemen op de bezinkingseigenschappen wordt hieronder globaal weergegeven.

Een propstroomconfiguratie is het gunstigst voor de SVI. In de aëratieruimte zijn grote substraatgradiënten aanwezig, die gunstig zijn voor de vlokvormende micro-organismen<sup>[77],[78]</sup>.

Verbetering van de stikstofverwijdering betekent bij een propstroomsysteem meestal een toevoeging van een anoxische zone en recirculatie. Hierdoor treedt afvlakking van de gradiënten op. In een aantal gevallen is hierdoor een hogere SVI ontstaan.

De denitrificatie kan worden verbeterd door de zuurstoftoevoer te beperken. Dit is echter riskant, omdat de draadvormende bacteriën bij lage zuurstofconcentraties efficiënter zuurstof kunnen opnemen dan vlokvormende bacteriën. Op verschillende rwzi's heeft invoering van een krappere zuurstofregeling ten behoeve van N-totaalverwijdering geleid tot een hogere SVI.

Er zijn aanwijzingen dat een aërobe selector een grotere kans op een lage SVI geeft dan een anaërobe selector<sup>[79]</sup>. Een aërobe selector is in principe nadelig voor de denitrificatie, omdat met name bij lange verblijftijd in de selector een deel van de BZV aëroob wordt afgebroken en niet meer beschikbaar is voor de denitrificatie.

#### 9.5 Interactie met slibverwerking

Een belangrijke parameter bij de stikstofverwijdering is de stikstofbelasting van het actief slib. Deze wordt in het algemeen berekend op basis van de stikstofvracht die met het influent binnenkomt. Daarnaast kan er echter een forse interne belasting optreden in de vorm van slibwater. Voorbeelden hiervan zijn overlopen van indikkers, filtraat van ontwateringsapparatuur en aflaten van lagunes. Vooral bij thermische conditionering van het slib komt veel stikstof vrij. Dit wordt veroorzaakt doordat bij hogere temperaturen meer cellen kapot gaan en meer stikstof uit de celinhoud vrijkomt.

Interne stromen kunnen een belangrijke rol spelen in de stikstofhuishouding van de installatie. Vooral de discontinuë interne stromen kunnen tot piekbelastingen leiden. Bij de dimensionering van de N-verwijdering dient met de interne stromen rekening te worden gehouden.

In het kader van het PN 1992-programma is onderzoek uitgevoerd naar de invloed van interne stromen op de stikstofverwijdering. De interne stromen zijn op basis van modelberekeningen in kaart gebracht voor een actief-slibinstallatie en een oxydatiesloot<sup>[80]</sup>. De conclusies van dit onderzoek voor de modelsituaties zijn:

- de netto stikstofverwijdering (op basis van de influentvracht) in de voorbezinktank is bij installaties met slibgisting en ontwatering zeer laag (circa 1%);
- de overloop van de voorindikker bevat een N-totaalvracht ter grootte van 7% van de influentvracht (concentratie 34 mg NH<sub>4</sub>-N/l);
- als gevolg van de slibgisting heeft de overloop van de naindikker (N-totaalvracht 5%) en de slibontwatering (N-totaalvracht 5-6 %) een hoge NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-concentratie (870 mg N/l);
- de bedrijfsvoering bepaalt in grote mate het ontstaan van piekbelastingen. Omdat het grootste deel van het influent gedurende de daguren binnenkomt en dit meestal samenvalt met de bedrijfsuren van de naindikker en slibontwatering, zullen overdag ook de piekbelastingen voorkomen (gedurende 6 uur circa 9% van de influentvracht);



- bij slibontwatering in een sliblagune is de piekbelasting tijdens het aflaten van slibwater ongeveer 21% van de influentvracht, uitgaande van gemiddeld 2 dagen per week aflaten;
- het slibwater van aëroob gestabiliseerd slib bevat weinig stikstof (circa 1% van de influentvracht). Deze interne stroom heeft dus weinig invloed op de N-huishouding van het systeem.

Piekbelastingen kunnen worden geminimaliseerd door 's nachts de naindikker te voeden en de sliblagune's met hogere frequentie, bij voorkeur 's nachts, af te laten.

Bij centrale slibontwatering, waarbij slib van andere rwzi's wordt verwerkt, moet rekening worden gehouden met een extra stikstofvracht in de vorm van het extra slibwater. Deze vrachten kunnen aanzienlijk zijn. Bij zeer grote  $\text{NH}_4$ -vrachten en hoge  $\text{NH}_4$ -concentraties kan strippen de stikstofbelasting van het actief-slibstelsel verminderen. Hierdoor kan in sommige gevallen bespaard worden op de investeringskosten<sup>[84]</sup>.

## 10 MEET- EN REGELSYSTEMEN

### 10.1 Inleiding

Om aan de scherpe stikstofeisen te voldoen, is een adequaat meet- en regelsysteem nodig. Dit geldt met name bij fluctuerende belasting en/of ongunstige afvalwatersamenstelling. Voorts maakt een goed regelsysteem optimaal gebruik van de mogelijkheden van het zuiverings-systeem, zodat de investeringen in extra capaciteiten zo beperkt mogelijk kunnen zijn.

Met de conventionele regelsystemen op basis van tijd, debiet of zuurstofgehalte is het niet mogelijk de procescondities optimaal af te stemmen op de te verwerken stikstofvrachten. Hiervoor is meer inzicht nodig in het verloop van de processen, aan de hand van de concentraties van de betrokken componenten. De laatste jaren is apparatuur ontwikkeld waarmee de concentraties stikstofverbindingen direct (on-line) in effluent en actief slib kunnen worden gemeten. Het verloop van de processen kan hiermee worden gevolgd. Bovendien zijn de meetsignalen voldoende nauwkeurig en betrouwbaar om processturing/regeling mogelijk te maken.

### 10.2 Monsternameapparatuur

Voor een betrouwbare meting van stikstof en fosfaat moet zwevende stof uit het medium worden verwijderd. Hiervoor wordt in het algemeen een continu doorstroomde ultrafiltratie-eenheid gebruikt.

De tot nu toe meest gebruikte ultrafiltratie-eenheid is van het merk Abcor/Koch. Deze heeft een monsteraanvoer van 8 m<sup>3</sup>/uur. Daarnaast is het "EFL"-filter op de markt met een aanvoer van 2 m<sup>3</sup>/uur. Deze systemen blijken goed inzetbaar voor filtratie van actief slib. Gezien de snelle ontwikkeling van de voorbehandelings- en meetapparatuur is niet uit te sluiten dat meer goede systemen beschikbaar komen.

Een geheel andere voorbehandeling geschiedt met het papierbandfilter. Dit apparaat is eenvoudig van opzet en gebruik, maar ongeschikt voor filtratie van actief slib. Toepassing van dit filter ligt vooral bij monitoring van het effluent.

### 10.3 Meetapparatuur

In principe kan een groot aantal parameters on-line gemeten worden. De toepassing van on-line meetapparatuur bij de zuivering van huishoudelijk afvalwater beperkt zich momenteel echter tot ammonium-, nitraat- en fosfaatmonitoren en de redoxpotentialmeter. Bij genoemde parameters kan de meting direct worden gekoppeld aan de procesregeling. Daarnaast is de zuurstofminimator beschikbaar die de beluchting regelt op basis van een combinatie van troebeling en fosfaatconcentratie. Bij industriële toepassingen wordt de meting van andere stoffen overwogen, met name pH- en respiratiemeting voor de detectie van toxische stoffen. Deze twee factoren kunnen ook van belang zijn bij een rwzi die een groot aandeel industrieel afvalwater krijgt aangevoerd.

In de volgende subparagrafen worden de verschillende metingen kort beschreven.

#### 10.3.1 Ammoniummeting

Het ammoniumgehalte kan op verschillende wijzen worden bepaald:

- ionselectieve elektrode;
- spectrofotometrische analyse volgens Linden;
- colorimetrisch/spectrofotometrische analyse volgens Berthelot.

Bij de ionselectieve elektrode wordt met natronloog de pH van het monster verhoogd tot > 11,



zodat het ammonium wordt omgezet in gasvormig ammoniak dat vervolgens diffundeert door een semi-permeabel membraan in de wand van de elektrode. Binnen in de elektrode wordt hierdoor een pH-verandering veroorzaakt, die door een glaselektrode wordt gemeten. Omdat ion-selectieve elektroden een neiging tot drift vertonen, is regelmatig kalibreren met standaardoplossingen noodzakelijk (eenmaal per etmaal). De meting is sterk temperatuurafhankelijk. De ion-selectieve elektroden vragen 2-4 uren onderhoud per week<sup>[81]</sup>.

Bij de analysemethode volgens Linden wordt het ammonium in het gefiltreerde monster in alkalisch milieu (pH 12,6) omgezet in ammoniakgas. Dit diffundeert door een hydrofoob membraan in een pH-buffer met kleurindicator. De kleuring wordt geanalyseerd met een spectrofotometer en is een maat voor het ammoniumgehalte in het medium. De praktijk heeft geleerd dat het hydrofobe membraan eens per week dient te worden vervangen<sup>[81]</sup>.

Bij de colorimetrisch/spectrofotometrische analyse volgens Berthelot wordt het ammonium in het gefiltreerde monster bij pH 13 door hypochloride, salicylaat en een katalysator in een indofenolblauwverbinding omgezet. Bij 655 nm kan de extinctie in een spectrofotometer worden gemeten. Deze apparatuur vraagt minstens 4 uur onderhoud per week<sup>[81]</sup>.

Bij de bepaling van ammonium gaat de voorkeur uit naar een methode waarbij ammonium spectrofotometrisch wordt bepaald omdat deze methode nauwkeuriger en minder gevoelig voor storingen is dan de ionselectieve elektrode.

### 10.3.2 *Nitrat- en nitrietmeting*

Voor de bepaling van nitraat is een drietal werkwijzen bekend:

- ionselectief met behulp van een elektrode;
- UV-spectrofotometrisch;
- colorimetrisch/spectrofotometrisch.

Door storing van andere ionen is meting met behulp van een ionselectieve elektrode nauwelijks bruikbaar in rwzi's.

De UV-spectrofotometrische methode is gevoelig en redelijk specifiek voor nitraat. Deze directe bepaling van nitraationen vereist filtering van het monster, maar heeft als voordeel dat geen nat-chemische analyses nodig zijn. Hierdoor heeft het systeem een korte responsietijd en is het onderhoud van de apparatuur beperkt. Storingen treden op indien het gefiltreerde monster nog andere stoffen, zoals humuszuren, bevat die in het UV-gebied een extinctie vertonen.

Nitriet absorbeert bij vrijwel dezelfde golflengte als nitraat, zodat de UV-methode het totaal van beide verbindingen geeft. Wegens het geringe aandeel nitriet in een normaal functionerende rwzi kan deze methode in praktijk echter als nitraatmeting worden gebruikt. Een UV-lamp heeft bij continu gebruik een levensduur van 4-6 maanden<sup>[81]</sup>.

Bij de colorimetrisch/spectrofotometrische methode wordt nitraat op indirecte wijze bepaald. Het nitraat wordt gereduceerd tot nitriet en geanalyseerd volgens Griess-Ilosvay. In een zure oplossing wordt nitriet met behulp van reagentia omgezet in een azo-kleurstof. De kleuring is een maat voor het nitraat- en het nitrietgehalte in het medium. Oppervlakte-actieve stoffen en aminozuren kunnen de reductiereacties en daarmee de bepaling storen. De responsietijd ligt rond de 15 minuten<sup>[81]</sup>.

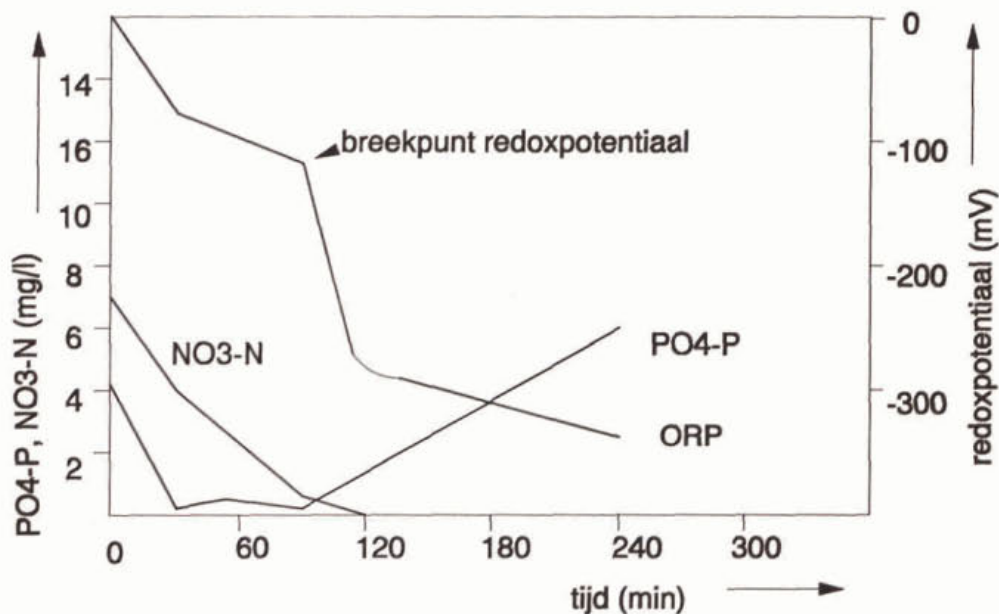
De voorkeur bij de nitraatbepaling gaat uit naar de methode waarbij nitraat + nitriet met UV direct wordt gemeten.

### 10.3.3 *Redoxpotentiaalmeting*

De oxydatie-reductiepotentiaal (ORP) is een maat voor de momentane "overall" oxydatietoestand in het onbehandelde medium. De ORP wordt voor een groot deel bepaald door het zuurstof- en nitraatgehalte.



De redoxpotentiaal is bruikbaar om de overgangen tussen aërobe, anoxische en anaërobe fasen waar te nemen. De absolute waarde van de redoxpotentiaal verschilt per lokatie. Het patroon van de redoxpotentiaal in de beluchte en niet-beluchte zones is wel vergelijkbaar. In figuur 23 wordt hiervan een voorbeeld gegeven.



Figuur 23: Voorbeeld van het verloop van de redoxpotentiaal en de nitraat- en fosfaatconcentratie in een onbeluchte periode<sup>[83]</sup>.

De markante verandering van de ORP bij de overgang van anoxisch naar anaëroob maakt de ORP geschikt om te detecteren of volledige denitrificatie is opgetreden. De toepassing van de ORP ligt vooral bij systemen waar fase-overgangen optreden, zoals bij intermitterend beluchte systemen<sup>[81]</sup>.

De redoxpotentiaal wordt gemeten met een elektrode waarin zich ook een referentie-elektrode bevindt. De ORP-elektrode kan direct in een homogeen medium, bijvoorbeeld in een actief-slibbassin, worden geplaatst. De elektrode dient eenmaal in de 10 dagen te worden gereinigd. Wanneer er grof draadvormig materiaal aanwezig is, meestal bij systemen zonder voorbezinking, zal de redoxpotentiaalmeting veel vaker gereinigd moeten worden.

Het is nog niet duidelijk in hoeverre de ORP-meting wordt gestoord door de aanwezigheid van (grote) hoeveelheden metaalzouten, als gevolg van chemische P-verwijdering.

#### 10.3.4 *O<sub>2</sub>-minimator*

De werking van de O<sub>2</sub>-minimator van Schreiber/Bosman berust op het verschijnsel dat actief-slibvlokken onder anaërobe omstandigheden enigszins desintegreren. Bij de overgang van een anoxisch naar een anaëroob milieu neemt de troebeling van het medium significant toe. De verschillende procesomstandigheden in een intermitterend aëroob, anoxisch en anaëroob milieu kunnen door meting van de troebelheid van een voorbezinken monster worden vastgesteld.

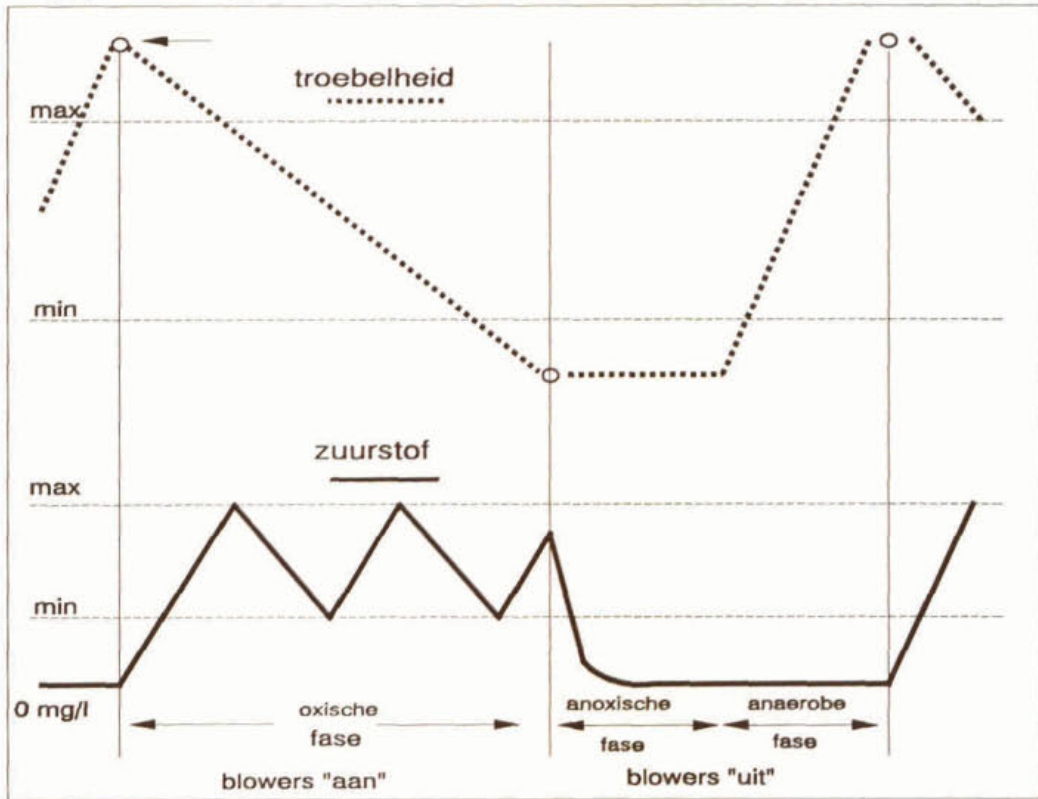
Het meetapparaat wordt batchgewijs gevoed met actief slib (ongefiltreerd). In een bezinktrecter wordt het slib afgescheiden, waarna het voorbezinken monster door een troebelheidsmeter wordt geleid. In figuur 24 wordt een voorbeeld gegeven van het patroon van de troebeling in een intermitterend belucht systeem.

De spoelprocedure voor de bezinktrecter wordt automatisch gestart en uitgevoerd. De



kalibratie van de troebelheidsmeter is handmatig en dient eens in de twee weken plaats te vinden. Het meetcuvet waarin de troebelheidsmeting wordt uitgevoerd, moet dagelijks worden gereinigd.

De zuurstofminimator is met name geschikt voor systemen waarbij nitrificatie en denitrificatie in de tijd gescheiden plaatsvinden<sup>[B1]</sup>.



Figuur 24: Voorbeeld van het verloop van de troebeling in een intermitterend belucht systeem<sup>[B3]</sup>.

#### 10.4 Processturing

De processturing kan op drie verschillende manieren plaatsvinden:

- anticiperende sturing;
- terugkoppelende sturing;
- een combinatie van bovengenoemde methoden.

##### *anticiperende sturing*

Bij anticiperende sturing worden één of meer parameters van het influent of de voorgaande stappen in het zuiveringsproces gemeten. Op basis van de verkregen data wordt vervolgens de procesvoering ingesteld. Bij deze sturingsmethode loopt de procesregeling vooruit op de eigenschappen van het medium dat onderweg is naar het te sturen proces.

##### *terugkoppelende sturing*

Bij terugkoppelende sturing wordt het resultaat van het proces gemeten aan de hand van één of meer parameters. Op basis van de verkregen data wordt de procesvoering bijgesteld. Afhankelijk van de afstand tussen het te sturen proces en de meting (bijvoorbeeld in het actief-slibstelsel of het effluent) kan de regeling meer of minder direct te zijn. Bovendien zijn verschillende benaderingen mogelijk voor de vertaling van de gemeten afwijking naar de processturing (bijvoorbeeld proportioneel, integrerend, differentiërend).

#### *combinatie van sturingsmogelijkheden*

Bij een combinatie van mogelijkheden zullen verschillende parameters op verschillende plaatsen worden gemeten en zal afhankelijk van de plaats anticiperend of terugkoppelend worden gestuurd.

De werking van het meet/regelsysteem is per uur verschillend, ondermeer afhankelijk van de mogelijkheden van de apparatuur (met name beluchting) en de snelheid en frequentie van fluctuaties in aanvoer en omzettingsprocessen. Processimulaties kunnen nuttig zijn om een passend meet- en regelsysteem uit te werken.

Een aantal regelingen wordt hieronder globaal beschreven.

#### *sturing van de zuurstof-setpoints met behulp van een NH<sub>4</sub>-monitor*

De zuurstofinbreng in de aëratieruimte wordt geminimaliseerd om de denitrificatie te bevorderen. Daarbij wordt met een NH<sub>4</sub>-monitor het ammoniumgehalte van het effluent bewaakt. Bij te hoge ammoniumconcentratie wordt het zuurstof-setpoint verhoogd. Wanneer de NH<sub>4</sub>-concentratie ver genoeg gedaald is, wordt het O<sub>2</sub>-setpoint weer verlaagd ten behoeve van de denitrificatie.

#### *sturing van het recirculatie-debiet*

Bij voordenenitrificatie wordt nitraatrijk actief-slib vanuit de nitrificatietank teruggevoerd naar de denitrificatietank. Dit kan niet met een constant debiet plaatsvinden omdat de denitrificatiesnelheid en dus de denitrificatiecapaciteit over de dag niet constant is. Bij influentaanvoer zal de denitrificatiecapaciteit door de aanwezigheid van makkelijk afbreekbare BZV groter zijn dan wanneer endogeen gedenitrificeerd moet worden. Daarnaast kan de recirculatiestroom zuurstof bevatten, wat nadelig is voor de denitrificatie, met name wanneer geen influentaanvoer plaatsvindt. In dit laatste geval kan de denitrificatietank bij een constant recirculatie-debiet zelfs aëroob worden.

Het recirculatie-debiet wordt gestuurd op basis van nitraatmeting in het laatste deel van de denitrificatietank. Hiervoor kan een redoxmeter of een gevoelige nitraatmonitor worden gebruikt. Bij hoge nitraatconcentraties is de afbraak van nitraat onvolledig en wordt het recirculatie-debiet vermindert. Wanneer langere tijd geen nitraat wordt gemeten, wordt het recirculatie-debiet verhoogd.

#### *sturing van de fase-duur bij intermitterende beluchting*

Bij intermitterende beluchting kan de duur van de denitrificatieperiode met een redoxmeter geregeld worden door op de aanwezigheid van NO<sub>3</sub> te sturen. Bij signalering van de overgang van anoxisch naar anaëroob wordt de beluchting weer aangezet. Voor de regeling van de fase-duur van de denitrificatie kan ook gebruik worden gemaakt van een gevoelige nitraatmonitor.

De fase-duur van de nitrificatie kan geregeld worden met een NH<sub>4</sub>-monitor. Beneden een bepaalde NH<sub>4</sub>-concentratie wordt de beluchting uitgeschakeld en start de denitrificatieperiode. Wegens de lange reactietijd van ammoniummonitoren is deze regeling alleen zinvol bij systemen met zeer lange fasen of bij sterk variërende ammoniumaanvoer.

#### *inzet van de facultatieve denitrificatie/nitrificatietank*

Om flexibel te kunnen reageren op schommelingen in de aanvoer en/of het temperatuurverloop over een jaar kan een facultatieve denitrificatie/nitrificatietank in de zuivering worden opgenomen. Deze kan afhankelijk van de effluentkwaliteit ingezet worden voor vergroting van de denitrificatie- of nitrificatiecapaciteit. Zo zal er bij piekaanvoeren een grotere behoefte zijn aan nitrificatiecapaciteit en bij lage aanvoer (bijvoorbeeld 's nachts) meer behoefte aan extra denitrificatiecapaciteit. Op basis van de effluentkwaliteit en het zuurstofverbruik kan besloten worden voor het aëroob of anoxisch bedrijven van de facultatieve denitrificatie-/nitrificatietank. Hiervoor kan gebruik worden gemaakt van een NH<sub>4</sub>- of NO<sub>3</sub>-monitor in combinatie met zuurstofregeling.



Naast de hierboven beschreven regelingen zijn nog vele andere regelingen en sturingen mogelijk. Per type zuiveringssysteem en procesconfiguratie zal bepaald moeten worden wat gestuurd, geregeld en gemeten moet worden, om optimaal gebruik te maken van de mogelijkheden van de zuiveringsinstallatie.

## 10.5 Praktijkervaring met meetapparatuur

In Duitsland is relatief veel ervaring opgedaan met on-line meetapparatuur. Op meer dan 200 rwzi's wordt on-line stikstof en/of fosfaat gemeten ten behoeve van de procescontrole. De achtergrond hiervan is dat in Duitsland de effluenteisen gebaseerd zijn op 2-uurs mengmonsters in plaats van 24-uurs mengmonsters. *In vrijwel alle deelstaten wordt on-line meetapparatuur geadviseerd; Nord-Rhein-Westfalen stelt deze zelfs verplicht voor rwzi's groter dan 50.000 i.e.<sup>[62]</sup>. Vanwege de effluenteisen worden in het algemeen ammoniummetingen toegepast. Regelmatige ijking van de meter blijkt noodzakelijk om een betrouwbaar meetsignaal te kunnen garanderen<sup>[63]</sup>.*

*Omdat in Nederland nog weinig ervaring is opgedaan met on-line meetapparatuur zijn in het kader van het STOWA-programma PN 1992 op acht plaatsen de toepassingsmogelijkheden van een aantal meetapparaten nader onderzocht<sup>[63]</sup>. De onderzochte meetapparaten zijn gericht op de volgende parameters:*

- fosfaat (ortho-P);
- ammonium (NH<sub>4</sub>-N);
- nitraat + nitriet (NO<sub>x</sub>-N);
- redoxpotentiaal;
- "O<sub>2</sub>-minimator".

Een aantal punten uit de evaluatie wordt hier kort weergegeven. Voor de opzet van het onderzoek en de resultaten wordt verwezen naar het onderzoeksrapport<sup>[63]</sup>.

- De opgedane ervaringen met de meetapparatuur zijn in het algemeen positief. Het meetsignaal is betrouwbaar en voldoende nauwkeurig en kan worden ingepast in de bestaande regelingen. Preventief onderhoud is daarbij echter een 'must'.
- De geavanceerde meetapparatuur zal met name ingezet worden bij systemen met een wisselende influentbelasting. Tijdsturing en/of conventionele regeling van het zuurstofgehalte zijn in dat geval onvoldoende.
- Een regeling met een NH<sub>4</sub>-monitor is het meest geschikt om tot lage ammoniumconcentraties te komen. Omdat bij deze regeling het denitrificatieproces veelal een sluitpost vormt, geeft een dergelijke regeling geen garantie op een laag N<sub>tot</sub>-gehalte. Bij de toepassing van een NO<sub>3</sub>-monitor moet de belasting van het systeem dusdanig laag zijn dat nitrificatie in alle gevallen kan worden gegarandeerd. De kans bestaat namelijk dat door deze regeling de nitrificatie wordt geremd of geheel wordt gestopt. Een combinatie van meetapparatuur is bij toepassing van bovengenoemde monitoren noodzakelijk om verzekerd te zijn van een laag N<sub>tot</sub>-gehalte.
- De redoxmeter geeft informatie over de anoxische en anaërobe condities. De meter is daarom geschikt om lage NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-concentraties te bereiken, maar geeft net als bij de nitraatmonitor geen garantie op lage ammoniumgehalten. Een redoxmeter is door aanwijzing van de fase-overgangen vooral geschikt om te worden toegepast in systemen met intermitterende beluchting. Een redoxmeter kan echter ook worden gebruikt om anaërobe of anoxische toestand in een continu systeem te detecteren. Door de gevoeligheid voor sporen zuurstof is de redoxmeter minder geschikt om binnen een belucht systeem de begrenzing van aërobe en anoxische zones aan te geven.
- De O<sub>2</sub>-minimator is alleen toepasbaar in intermitterend beluchte systemen ten behoeve van

verdergaande N en P verwijdering. De overgang van een anoxische naar een anaërobe periode is redelijk aanwijsbaar.

De  $O_2$ -minimator is gevoelig voor grote fluctuaties in het aanvoerpatroon, voor zwevende stof en voor een hoge SVI. De laatste twee parameters hebben direct invloed op de troebelheidsmeting.

Een ander nadeel van troebelheidsmeting is dat geen rekening wordt gehouden met opgeloste stoffen. Hierdoor kan het zijn dat bij discontinuë bedrijfsvoering van de slibontwatering, waarbij een grote  $NH_4$ -vracht via de interne stroom naar de beluchting wordt gevoerd, onvoldoende lucht wordt ingebracht voor vergaande nitrificatie.



## 11 FYSISCH-CHEMISCHE N-VERWIJDERING

### 11.1 Inleiding

Naast de beschreven biologische methoden bestaat ook een aantal fysisch-chemische methoden voor de verwijdering van stikstof uit afvalwater. Deze technieken kunnen wellicht interessant zijn voor specifieke toepassingen op rwzi's, met name voor de behandeling van interne stromen. Dit zijn relatief kleine stromen met hoge concentraties stikstof, die verantwoordelijk kunnen zijn voor een flinke belasting van de installatie.

Enkele fysisch-chemische N-verwijderingstechnieken worden in de volgende paragrafen besproken.

### 11.2 Selectieve ionenwisseling

Ionenwisseling is een proces waarbij ionen die door elektrostatische krachten aan het oppervlak van een kunsthars geadsorbeerd zijn, worden uitgewisseld tegen ionen met een gelijke lading die zich in de vloeistof bevinden. Er wordt van selectieve ionenwisseling gesproken wanneer de ionenwisselaar de voorkeur heeft voor één bepaald ion. Clinoptiloliet (een zeoliet) is een veelgebruikte natuurlijke ionenwisselaar die selectief is voor ammonium<sup>[7]</sup>. Het clinoptiloliet wordt geregenereerd met een geconcentreerde oplossing NaCl. De gebonden NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-ionen worden vervangen door Na<sup>+</sup>-ionen uit de regeneratievloeistof.

Toepassing van een ionenwisselaar is alleen zinvol indien een goede verwerkingsmethode beschikbaar is voor de zoute regeneratievloeistof (brijn) met het daarin aanwezige ammonium. Het ammonium kan uit de regeneratievloeistof worden verwijderd door luchtstrippen of elektrolyse.

Op de rwzi Upper Occoquan<sup>[7]</sup> wordt selectieve ionenwisseling toegepast als derde zuiveringsstap om een effluent te krijgen dat maximaal 1 mg N<sub>tot</sub>/l bevat. Het geheel aan effluenteisen staat weergegeven in tabel 22.

parameter		waarde
BZV	(mg/l)	1,0
CZV	(mg/l)	10,0
zwevende stof	(mg/l)	niet meetbaar
fosfaat	(mg/l)	0,1
methyleenblauwverbruik	(mg/l)	0,1
troebelheid	(JTU)	0,4
Coliformen	(totaal/100 ml)	2
N <sub>tot</sub>	(mg/l)	1,0

Tabel 22: Effluenteisen rwzi Upper Occoquan.

Als selectieve ionenwisselaar wordt clinoptiloliet gebruikt dat wordt geregenereerd met een 2% natriumchloride oplossing. Het regeneraat wordt na strippen van het ammonium hergebruikt. Het ammonium wordt gebonden met sulfaat en als meststof verkocht.

De waterstroom van 2.376 m<sup>3</sup>/h wordt behandeld in twee straten van vier ionenwisselbedden.

Elk bed is een horizontale stalen tank met een diameter van 3 m en een lengte van 15 m. In de tank bevindt zich een 1,2 m diep clinoptilolietbed.

De concentraties ammonium in het influent en effluent van de ionenwisselaar bedragen respectievelijk 20 en 1 mg/l. Om de laatste hoeveelheid ammonium te verwijderen volgt nog breekpuntchlorering zodat de effluenteis van 1 mg  $N_{tot}$ /l wordt gehaald. De bedden moeten na 145 bedvolumina worden geregenereerd.

### 11.3 Strippen

Het ammoniumstripproces is gebaseerd op het evenwicht tussen ammonium in de water- en luchtfase. De evenwichtsvergelijking (19) geeft het gedrag van  $NH_4^+$  in water weer.



Bij 20°C en pH 7 ligt het evenwicht bijna geheel links en is alleen ammonium aanwezig. Wanneer de pH boven 7 komt verschuift het evenwicht van de reactie naar rechts. Bij pH 10,5 - 11,5 is nagenoeg alle ammonium als opgelost ammoniakgas aanwezig. Het ammoniakgas kan worden verwijderd door lucht door de oplossing te leiden.

Het ammoniumstripproces bestaat uit:

- verhogen van de pH tot 10,8 - 11,5; in het algemeen wordt hiervoor kalk gebruikt;
- vergroten van het water-luchtoppervlak door het water over pakkingsmateriaal te laten stromen in een strippertoren;
- grote hoeveelheden lucht door de toren leiden.

De factoren die een belangrijke rol spelen bij ammoniumstrippen zijn pH, temperatuur, hydraulische belasting, pakking en pakkingshoogte van de toren, luchtstroom, en  $CaCO_3$ -afzetting.

Het toepassingsgebied van ammoniumstrippen beperkt zich tot voorbehandeling van geconcentreerde stromen omdat de haalbare effluentconcentraties niet lager zijn dan 10 - 20 mg  $NH_4$ /l.

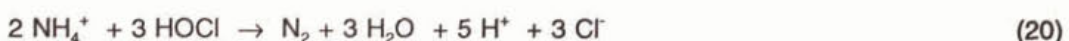
Op de rwzi Frederikshavn, Denemarken, wordt een stroom slibwater met 850 mg  $NH_4$ -N/l in een tweetraps stripper behandeld om de stikstofbelasting van de installatie te verlagen. De stikstofvracht in de retourstroom bedraagt 15 - 25% van de influentvracht<sup>[64]</sup>. Het met ammoniak verzadigde strippgas wordt door een absorptietoren geleid waarin zwavelzuur wordt gedoseerd om de pH laag te houden. Hierdoor wordt het  $NH_3$  geabsorbeerd in de vorm van  $(NH_4)_2SO_4$ -precipitaat. Het gevormde neerslag wordt met het slib afgevoerd.

De zuivering van de interne stroom betekent voor de rwzi Frederikshavn:

- lagere investeringskosten voor de uitbreiding van de rwzi;
- verbetering van de bedrijfsvoering en processtabiliteit van de rwzi;
- wanneer biologische fosfaatverwijdering wordt toegepast, zal bij de anaërobe gisting vrijgekomen P chemisch worden gebonden en niet meer terugkomen in de biologische trap.

### 11.4 Breekpuntchlorering

Wanneer chloor aan ammonium-houdend afvalwater wordt toegevoegd, treden oxydatiereacties op die uiteindelijk leiden tot de vorming van stikstofgas. Deze verwijdering van ammoniumstikstof wordt breekpuntchlorering genoemd. Breekpuntchlorering verloopt via een keten van reacties die zijn samengevat in de overall-reactie (20):





De reactievergelijking laat zien dat theoretisch 7,6 gram  $\text{Cl}_2$  nodig is voor de oxydatie van 1 gram  $\text{NH}_4\text{-N}$ . In de praktijk ligt deze verhouding tussen 8:1 en 10:1.

Van de  $\text{NH}_4^+$  wordt gewoonlijk 95 - 99% omgezet in  $\text{N}_2$  en 5% (maximaal 10%) in  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{NCl}_3$ . Daarnaast worden gehalogeneerde koolwaterstoffen gevormd door de reactie van chloor met organische stof. Breekpuntchlorering wordt daarom toegepast na vergaande organische-stofverwijdering en een filtratiestap.

Met breekpuntchlorering zijn ammoniumconcentraties van minder dan 1 mg/l haalbaar.

Na breekpuntchlorering zal het behandelde afvalwater eerst een dechloreringsbehandeling moeten ondergaan voordat het geloosd kan worden. Hypochloriet kan worden verwijderd met natriumbisulfaat, zwaveldioxide of actiefkoolfiltratie.

Breekpuntchlorering wordt als derde zuiveringstrap toegepast op de rwzi Montgomery County, Maryland Virginia<sup>[7]</sup>. Het effluent van deze installatie (9.500 m<sup>3</sup>/h) wordt via een bufferreservoir met een capaciteit van 10 dagen geloosd op de Potomac rivier. Het water van deze rivier wordt gebruikt als grondstof voor de produktie van drinkwater voor de stad Washington D.C.. Het stroomopwaarts geloosde effluent moet daarom aan zeer strenge eisen voldoen. De effluenteisen worden gegeven in tabel 23.

parameter		waarde
BZV	(mg/l)	1,0
zwevende stof	(mg/l)	niet meetbaar
$\text{N}_{\text{tot}}$	(mg/l)	2,0
$\text{P}_{\text{tot}}$	(mg/l)	0,1
chloor	(mg/l)	200 - 350
Totaal opgeloste stof	(mg/l)	850 - 1.120
Coliformen	(MPN/100 ml)	2,2
Feacale coliformen	(MPN/ 100 ml)	2,2

Tabel 23: Effluenteisen rwzi Montgomery County.

De effluenteis wordt gerealiseerd door  $\text{NaHOCl}$  in lichte mate over te doseren ten opzichte van de stoichiometrisch benodigde hoeveelheid om  $\text{NH}_4^+$  tot  $\text{N}_2$ -gas te oxyderen.

## 11.5 MAP-proces

Ammonium kan uit het afvalwater worden verwijderd door dosering van magnesium en fosfaat waarbij magnesiumammoniumfosfaat (MAP) wordt gevormd. De reactie wordt als volgt weergegeven:



De minimale  $\text{NH}_4^+$ -restconcentratie is 6 mg  $\text{NH}_4\text{-N/l}$ . Vele organische stoffen in afvalwater verhogen het oplosbaarheidsprodukt waardoor de restconcentratie hoger zal zijn.

Het gevormde precipitaat zou in principe in de landbouw als meststof kunnen worden gebruikt. Voor de vorming van het MAP-precipitaat,  $\text{MgNH}_4\text{PO}_4$ , is een molverhouding van 1:1:1, en een gewichtsverhouding Mg:N:P van 24,3:14:31 nodig. Door de ongunstige N/P-verhouding in het influent zal extra P gedoseerd moeten worden om ammonium vergaand te kunnen verwijde-

ren<sup>[85]</sup>.

Factoren van invloed op de oplosbaarheid van MAP zijn de pH, de temperatuur, de aanwezigheid van andere metaalionen en van opgeloste organische stoffen. De laagste  $\text{NH}_4^+$ -concentratie wordt bereikt bij pH 9,2. De aanwezigheid van andere metaalionen zoals Fe en Ca kan de vorming van MAP beïnvloeden door de vorming van metaalfosfaatneerslagen. Zowel een hogere temperatuur als de aanwezigheid van organische stof verhoogt de oplosbaarheid van MAP. Hierdoor zal de verwijdering van  $\text{NH}_4^+$  lager zijn.

Door overdosering van Mg en verhoging van de pH naar 9-10 kan het P-gehalte worden teruggebracht tot ongeveer 1 mg P/l. Het is echter niet mogelijk om tegelijkertijd lage N- en lage P-waarden te behalen. De som van de restconcentraties  $\text{NH}_4\text{-N} + \text{PO}_4\text{-P}$  bedraagt in de praktijk minimaal 25 mg/l (N,P)<sup>[86]</sup>. Daarom is MAP-precipitatie niet geschikt voor nageschakelde vergaande nutriëntenverwijdering.

Het MAP-proces wordt nog niet op praktijkschaal toegepast. Tot nu toe is het proces niet verder gekomen dan onderzoeken met proefinstallaties. In deze onderzoeken werd onder andere slibwater met 1.300 mg  $\text{NH}_4\text{-N/l}$  behandeld, waarbij een zuiveringsresultaat van 99% werd gehaald<sup>[86]</sup>.

Wegens de hoge restconcentraties zal de eventuele toepassing van MAP-precipitatie beperkt zijn tot de behandeling van interne stromen op rwzi's. Praktische problemen daarbij zijn de grote chemicaliënbehoefte (tenzij Mg, P en N reeds in gunstige verhouding aanwezig zijn), de nauwkeurig in te stellen procescondities en de afzet van het restprodukt.



1. Ministerie van VROM, 383 Besluit van 3 juli 1992, houdende regelen met betrekking tot grenswaarden voor rioolwaterzuiveringsinrichtingen te lozen afvalwater, Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden (1992) nr. 383, pp. 1-12.
2. Lipták, B.G., *Environmental engineers' Handbook, 1 Water Pollution*, Chilton Book Company, Radnor, Pa. (1974).
3. Henze, M., Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes, *Wat. Sci. Tech.*, 25, (1992), 6, pp. 1-5.
4. Kraut, Kh. en H. Kapp, Veränderung des Stickstoffs in Abwasser durch seine Behandlung in biologischen Anlagen. *Gewässerschutz-Wasser-Abwasser*, 69, (1985), pp. 659-690.
5. Böhnke, B. en J. Pinnekamp, Unterschiede in Nitrifikations- und Denitrifikationsverhalte ein- und zweistufiger Belebungsanlagen. *Korrespondenz Abwasser*, (1986), 11, pp. 1125-1133.
6. Renzo, D.J. De, *Nitrogen control and phosphorus removal in sewage treatment*, (1978) Noyes Data Corporation, Park Ridge NJ, USA.
7. EPA, *Process design manual for nitrogen control*, U.S. Environmental Protection Agency, *Technology transfer* (1975).
8. STORA, *Simultane defosfatering in actief-slibsystemen*, Den Haag, (1991), rapport 91-03.
9. STOWA, *Simultane defosfatering met ijzervulfaat; de rol van hydraatwater bij de bepaling van de nitrificatie-capaciteit*, (1993) rapport 93-02.
10. Benmoussa, H. et al, Etude de l'inhibition de la nitrification par les cations des métaux lourds, *Wat. Res.*, 20, (1986), 11, pp. 1333-1339.
11. Benmoussa, H., et al., Etude de l'inhibition de la nitrification par les composants organiques, *Wat. Res.*, 20, (1986) 12, pp. 1465-1470.
12. Witteveen+Bos, *Toxiciteitsonderzoek afvalwater uit Barneveld en Ede, werkrapport voor zuiveringsschap Veluwe* (1990).
13. Richardson, M., *Nitrification inhibition in the treatment of sewage*, The Royal Society of Chemistry, Burlington House, London, Thames Water, Reading U.K. (1984).
14. STORA, *Denitrificatie*, Rijswijk, (1985).
15. C.B.S., *Waterkwaliteitsbeheer; deel b Zuivering van afvalwater 1988*, Staatsuitgeverij 's-Gravenhage (1990).
16. Pot, M.A., Loosdrecht M.C.M. van en J.J. Heijnen, Removal of nitrogen from wastewater using simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification, in congresbundel "Development and upgrading in sewerage and wastewater treatment" Part 2 Sewage Treatment, International conference on Sewage into 2000, Aquatech 31 augustus - 4 september 1992, IAWPRC, EWPCA, NVA (1992) pp. 369-370.
17. Takahiro K. et al, Biological phosphorus removal from wastewater by anaerobic-anoxic sequencing batch reactor, in congresbundel "Development and upgrading in sewerage and wastewater treatment" Part 2 Sewage Treatment, International conference on Sewage into

- 2000, Aquatech 31 augustus - 4 september 1992, IAWPRC, EWPCA, NVA (1992) pp. 25-38.
18. Niel, E.W.J., van, Modelling van mengculturen van een autotrofe en een heterotrofe nitrificeerder, PT-procestechniek, (1989), 8, pp. 40-43.
  19. Trentelman C.C.M., Statistische verwerking van effluentgegevens van Nederlandse afvalwaterzuiveringsinstallaties; Dimensioneringsrichtlijnen, DHV 4-5107-04-36, (1981).
  20. STORA, Keuze en kosten van rioolwaterzuiveringsinrichtingen als functie van effluenteisen, Den Haag, (1988) rapport 88-02.
  21. RWZI 2000, Het afleiden van procestechnologische relaties uit bedrijfsgegevens van rwzi's, Lelystad, (1990), 90-04.
  22. Kayser R., Ein Ansatz zur Bemessung einstufiger Belebungsanlagen für Nitrifikation-Denitrifikation, GWF-Wasser/Abwasser, 124, (1983), 9.
  23. Kayser, R., Berechnungen zur Nitrifikation, in Kayser R., "Kläranlagen zur Stickstoffelimination und Garantien für Belüftung", Fachtagung am 9 en 10 september 1991, Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Technische Universität Braunschweig (1991) 50, pp. 79-99.
  24. Kayser, R., A simple model for nitrogen removal by the single stage sludge process, In: Kayser, R., Design for nitrogen removal and guarantees for aeration, Part of the Proceedings of a workshop Sept. 9 en 10 1991, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Technische Universität Braunschweig, (1991) 50E, ISSN 0934-9731, pp. 107-130.
  25. Böhnke B., Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung, Ergebnisse eines Erfahrungsaustausches der Hochschulen, Korrespondenz Abwasser, (1989), 9, pp. 1047-1061.
  26. Ein Regelwerk der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. (ATV), Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnerwerten, ATV A131 februari (1991).
  27. 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.
  28. 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.
  29. Henze, M. et al, Activated Sludge Model no. 1 by IAWPRC Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment. Scientific and Technical Reports 1, IAWPRC, London, (1986).
  30. Pöpel H.J., Haupteinflussfaktoren der Stickstoffelimination. Bedeutung für Planung, Bemessung und Betrieb, in Symposium vergaande stikstofverwijdering uit afvalwater, NVA, 18 november 1991, Amsterdam, (1991).
  31. Hofmann H. en W. Hegemann, Vorgeschaltete Denitrifikation, Konstruktive Aspekte, Betriebserfahrungen, Wiener Mitteilungen, 69 (1987) pp. 70-106.
  32. Cour Jansen, la J., Danish design practice for nitrogen removal, In: Kayser, R., Design for nitrogen removal and guarantees for aeration, Part of the Proceedings of a workshop Sept. 9 en 10 1991, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Technische Universität Braunschweig, (1991), 50E, ISSN 0934-9731, pp. 75-91.



33. STORA, De invloed van interne stromen op de stikstofhuishouding bij R.W.Z.I's, PN-1992, Den Haag, (1990) rapport 90-03.
34. STOWA, Semi-technisch onderzoek voordenenitrificatie, Utrecht STOWA PN 1992 rapporten, (1993) rapport 93-05.
35. Nyberg, U., et al, Full-scale application of nitrogen removal with methanol as carbon source, Wat. Sci. Tech. (1992) 5-6, pp. 1077-1086.
36. STOWA, Invloed van drinkwaterontharding op de P- en N-verwijdering uit afvalwater, STOWA PN 1992 rapporten (1992) rapport 92-04.
37. Bever, J. en H. Teichmann, Weitergehende Abwasserreinigung, Stickstoff- und Phosphorelimination, Sedimentation und Filtration; Lehrbriefsammlung, Wien, Oldenbourg, (1990).
38. Oever, E. van 't, Stikstofverwijdering in oxydatiesloten, Symposiumbundel, "NVA-themadag Vergaande stikstofverwijdering", 18 november 1991 Amsterdam (1991).
39. Pasveer, A., Verdere ontwikkeling. Het oxydenitroproces, *H<sub>2</sub>O*, 4, (1971), 22, pp. 499-504.
40. Pasveer, A., De oxydatiesloot, Cursus oxydatief-biologische zuivering van afvalwater 1972-1973, Stichting PAO, (1972).
41. C.B.S., Waterkwaliteitsbeheer deel b; Zuivering van afvalwater 1989, Staatsuitgeverij 's Gravenhage (1991).
42. C.B.S., Waterkwaliteitsbeheer deel b; Zuivering van afvalwater 1990, Staatsuitgeverij 's Gravenhage (1992).
43. C.B.S., Waterkwaliteitsbeheer deel b; Zuivering van afvalwater 1991, Staatsuitgeverij 's Gravenhage (1993).
44. Heide, B.A. en R.R. Kruize, Zuurstofoverdracht en denitrificatie in actief slib, *H<sub>2</sub>O*, 12, (1979), 15, pp. 337-343.
45. Rittmann, B.E. en W.E. Langeland, Simultaneous denitrification with nitrification in single-channel oxidation ditches, *Journal WPCF*, 57, (1985) 4.
46. Araki, H. et al. Intermittent aeration for nitrogen removal in small oxidation ditches, *Wat. Sci. Tech.*, 22, (1990) 3/4, pp. 131-138.
47. Vliek-Holvoort, F.E., verslag PLC-proef rwzi Echten, Zuiveringsschap Drenthe, (1992).
48. DHV, In opdracht van Zuiveringsschap Veluwe; Onderzoek naar de optimalisatie van de stikstofverwijdering op de rwzi Hattem door een geïntegreerde NO<sub>x</sub>-regeling, Zuiveringsschap Veluwe (1993).
49. Schellen, A.A.J.C. en H. Draaijer, Vergaande nutriëntenverwijdering op de awzi Bergambacht, Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden en Grontmij, (1990).
50. Schlegel, S., Bemessung und Ergebnisse von Belebungsanlagen mit Nitrifikation und vorgeschalteter Kaskadendenitrifikation, *GWF-Wasser - Abwasser*, (1987), 128, pp. 422-431.
51. Werner, M., Betriebsergebnisse der Kläranlage Wolfsburg. Kläranlagen zur Stickstoff- und Phosphorelimination, in: Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig. (1987), 47, pp. 189-203.

52. Kayser, R., Stobbe, G. en M. Werner, Operational results of the Wolfsburg wastewater treatment plant, *Wat. Sci. Tech.*, 25, (1992) 4-5, pp. 203-209.
53. STORA-DBW/Riza, Verkenning Bio-Denitro/Bio-Denipho, serie: Toekomstige generatie rioolwaterzuiveringsinrichtingen RWZI 2000, (1990) rapport 90-06.
54. STORA, Stikstof- en fosfaatverwijdering pilotplant onderzoek R.W.Z.I. Ede, Den Haag, (1991) rapport 91-08.
55. Kortstra, Rapport tweetrapsystemen, DHV (1989) 5708213.
56. Tirok G., Betriebs- und Versuchsergebnisse der Zentralkläranlage Eischweiler, In: *Abwasserbehandlung für weiter- und weitestgehende Reinigungsanforderungen, Gewässerschutz-Wasser-Abwasser*, (1990), 115, pp. 85-114.
57. Feyen, A., Versuchsergebnisse zur Denitrifikation und Phosphorelimination im Zentralklärwerk Stolberg-Steinfurt, In: *Böhnke, B., Abwasserbehandlung für weiter- und weitestgehende reinigungsanforderungen, Tech. Hochschule, Gewasser-Wasser-Abwasser*, (1990), 115, pp. 233-249.
58. Billi, V. en U. Wingen, Versuchsergebnisse zur Denitrifikation und Phosphorelimination auf der Kläranlage Rheinhausen, In: *Böhnke, B., Abwasserbehandlung für weiter- und weitestgehende Reinigungsanforderungen, Tech. Hochschule Aachen, Gewasser-Wasser-Abwasser* (1990), 115, pp. 185-204.
59. Koot, A.C.J., Behandeling van afvalwater, Waltman Delft, (1980).
60. Metcalf & Eddy, *Wastewater engineering*, 3<sup>de</sup> editie, Mcgraw-Hill, Inc., 1991.
61. Schwenter, G., Dorias, G. en G. Schüle, Denitrifikation im Tropfkörper, erste Ergebnisse großtechnischer Untersuchungen, *Korrespondenz Abwasser*, 38 (1991) 7, pp. 940-944.
62. Gauntlett, R. B., Removal of ammonia and nitrate in the treatment of potable water, In: *Biological fluidised bed treatment of waste and wastewater, Cooper P.F. and Atkinson B.*, (1981) pp.48-58.
63. Heijnen J.J. en M.C.M. van Loosdrecht, Biofilm kan hoofdrol spelen in aërobe waterzuivering, *Procesttechnologie (Milieutechnologie)*, (1990) 1-90, pp. 29-33.
64. STORA, Nitrificatie en denitrificatie in compactsystemen, inventarisatie en praktijkervaringen, Den Haag, STORA rapporten PN 1992, (1991), rapport 91-05.
65. Klapwijk, A., Hoeven, M. en G. Lettinga, Biological denitrification in an upflow sludge blanket reactor, *Water Research*, 15 (1981) 1, pp. 1-6.
66. STORA, Ontwikkeling van een slib-op-dragersysteem voor aërobe zuivering van stedelijk afvalwater, *Samenvattend rapport februari 1987*.
67. TNO/STORA, Toepassing van de driefasen airliftreactor bij de zuivering van stedelijk afvalwater, Hoofdgroep maatschappelijk technologie TNO/STORA, Technisch-economische evaluatie, Juni 1990.
68. Laßmann E. en H. Reimann, Der Einsatz von offenporigem Schaumstoff als Trägermaterial bei der biologischen Abwasser-Reinigung, *Chem. Ing. Tech.*, 59 (1987) 2, pp. 132-134.



69. Hegemann W. en A. Wildmoser, Sanierung einer Belebungsanlage durch den Einsatz von schwimmenden Aufwuchskörpern zur Biomassenanreicherung, GWF-Wasser Abwasser, 127 (1986) 9, pp. 415-421.
70. Reimann H., Biologie auf Schaumstoffträgermaterial - Praxisergebnisse des Linpor-Verfahrens, Linde Aktiengesellschaft Werkgruppe TVT München 8023, Höllriegelskreuth, april 1986.
71. RWZI 2000, Linporsponsjes als dragermateriaal bij de aërobe zuivering van rioolwater, Den Haag, RWZI 2000, (1990) 90-07.
72. Aspers L., Goeleven E. en J.C. van Dijk, Biologische denitrificatie met behulp van DynaSand filtratie, H<sub>2</sub>O 25 (1992) 15, pp. 407-411.
73. STOWA, Nitrificatie en denitrificatie in compactsystemen, Praktijkonderzoek, project PN011, STOWA PN 1992 rapporten, tussenrapportage, 1993.
74. STOWA, Handboek chemische defosfatering, Utrecht, STOWA PN 1992 rapporten, (1993), rapport 93-06.
75. STOWA, Handleiding biologische fosfaatverwijdering, STOWA PN 1992 rapporten, (1991), rapport 91-07.
76. STOWA, Effecten vergaande N- en P-verwijdering op slibbezinkingseigenschappen, Utrecht, STOWA PN 1992 rapporten, (1993) rapport 93-08.
77. STORA, Handboek voorkomen en bestrijden van licht slib, Den Haag, (1988) rapport 88-03.
78. Kruit, J. en L.J.A.M. Jacobs, Project N- en P-eliminatie rwzi Eindhoven, Evaluatie van 17 maanden onderzoek naar vergaande stikstof- en fosfaatverwijdering met behulp van een pilot-plant, GTD-Oost-Brabant, 1991.
79. NVA, Technische Commissie Licht Slib TCLS, Rapportage en evaluatie enquête selectoren op Nederlandse rwzi's, Eindrapport, (1993).
80. STORA/DBW-RIZA, De invloed van interne stromen op de stikstofhuishouding bij RWZI's, (1992), RWZI 2000 92-03.
81. STOWA, Monitoren van P en N; literatuurstudie (werkrapport) STOWA PN 1992 rapporten, 1991.
82. Kunz, P., Symposium: 'Erfahrungen mit Analysen- und Prozeßmeßgeräten in Abwasserreinigungsanlagen', Esslingen/Stuttgart 2-4 december 1992.
83. STOWA, Monitoren ten behoeve van P- en N-verwijdering, Utrecht, STOWA PN 1992 rapporten, (1993), rapport 93-04.
84. Thorndahl, U., Nitrogen removal by treatment of reject water, symposium Nutrient removal from water and wastewater, Leeds University, 1-4 september, 1992.
85. Schluze-Rettmer, R., Kritische Gedanken zur Denitrifizierung und Alternativen, Korrespondenz Abwasser, 34 (1987) 3, pp. 218-222.
86. Schulze-Rettmer R. en Blank, R., Chemische Fällung von Ammonium mit Magnesiumphosphat unter Kreislaufführung des Fällmittels, Korrespondenz Abwasser, 39 (1992) 4, pp.550-559.

## AFKORTINGENLIJST

Gebruikte afkortingen en symbolen in de tekst van het handboek en het HSA-model.

a	=	correctiefactor voor anoxische verademing bij voordennitrificatie
AT	=	aëratietank
$b_A$	=	afsterfsnelheid van nitrificeerders
$b_H$	=	afsterfsnelheid van heterotrofen
BC	=	buffercapaciteit (mmol/l)
$[BZV]_i$	=	BZV-concentratie in influent (mg/l)
Den	=	denitrificatie
DN	=	denitrificatie
d.s.	=	droge stof
$f_{BZV}$	=	fractie afbreekbare BZV in aëratietank
f'	=	veiligheidsfactor
$f_D$	=	correctiefactor voor de langzamere ademing in de anoxische zone
$f_{T,A}$	=	temperatuurfactor voor de groeisnelheid van nitrificeerders
$f_{T,bA}$	=	temperatuurfactor voor de afsterfsnelheid van nitrificeerders
$f_{T,bH}$	=	temperatuurfactor voor de afsterfsnelheid van heterotrofen
$f_i$ of $f_x$	=	aandeel anorganische rest van afgestorven bacteriën
$f_N$	=	fractie nitrificeerders (-)
$f_p$	=	fractie niet afbreekbare droge stof in influent naar aëratietank
$G_a$	=	drogestofgehalte in de aëratietank
$G_{A_A}$	=	concentratie autotrofen in aëratietank (kg d.s./m <sup>3</sup> )
$G_{A_H}$	=	concentratie heterotrofen in aëratietank (kg d.s./m <sup>3</sup> )
$G_{A_i}$	=	concentratie inerte massa in aëratietank (kg d.s./m <sup>3</sup> )
$G_s$	=	surplusslibproductie (kg d.s./m <sup>3</sup> .d)
$G_{s,i}$	=	surplusslibproductie als vracht of per inwoner (kg d.s./d)
H	=	alkaliteit van het afvalwater (mmol/l)
$H_0$	=	bicarbonaat-hardheid van het drinkwater (mmol/l)
i.e.	=	inwoner-equivalent à 54 g BZV/d



$i_B$	=	stikstofgehalte van de biomassa
$i_l$ of $i_x$	=	stikstofgehalte van het inerte deel van het slib
index e	=	effluent
index i	=	influent
index g	=	gemiddelde over een vastgestelde tijdsperiode
index pa	=	dagpiek (gemeten in 2h monsterperiode)
index t	=	bepaald tijdstip
k	=	slibbelasting (kg BZV <sub>5</sub> /kg d.s .d)
$K_{NH_4^+}$	=	Monod-constante voor ammonium bij nitrificatie (mg/l)
KH	=	carbonaat-hardheid van het afvalwater (mmol/l)
$K_{NO_3}$	=	Monod-constante voor nitraat bij denitrificatie (mg/l)
$K_{O_2}$	=	Monod-constante voor zuurstof bij nitrificatie (mg/l)
$K_{O_2,r}$	=	Monod-constante voor denitrificatieremming door O <sub>2</sub> (mg/l)
$K_s$	=	Monod-constante; substraatconcentratie waarbij $\mu = 1/2 \mu_{max}$ (mg/l)
$[NO_3^-N]_i$	=	NO <sub>3</sub> -N concentratie in het influent (mg/l)
$N_{FK}$	=	stikstofconcentratie uit aangevoerd slib of fecaliën (mg/l)
$[NH_4^+N]_{e,g}$	=	gemiddelde NH <sub>4</sub> -N concentratie in AT en in het effluent (mg/l)
$[NO_3^-N]_e$	=	nitraatconcentratie in het effluent (mg/l)
$N_{tot}$	=	totaalstikstof in effluent (mg/l)
$[NH_4^+N]_{e,pa}$	=	toegestane NH <sub>4</sub> -concentratie in het effluent tijdens piekaanvoer (mg/l)
Kj-N	=	Kjeldahlstikstof (mg/l)
Kj-N <sub>i</sub>	=	Kjeldahlstikstof in toevoer naar aëratietank (mg/l)
Kj-N <sub>r</sub>	=	Kjeldahlstikstof in de retourstromen naar aëratietank (mg/l)
$N_n$	=	nitrificeerbare-stikstofconcentratie in toevoer naar aëratietank. Deze is gelijk aan de toegevoerde N-Kj uit influent, slibwater en fecaliën, minus de N die in het slib wordt vastgelegd en de niet geammonificeerde opgeloste organische stikstof (orgN <sub>e</sub> ) (mg N/l)
		$N_n = Kj-N_i + r_x * N_s + N_{FK} - orgN_e - N_s$
$N_d$	=	te denitrificeren stikstofconcentratie = gedenitrificeerde-N-concentratie (mg/l)
		$N_d = Kj-N_i + r_x * N_s + N_{FK} - [NH_4^+N]_e - [NO_3^-N]_e + [NO_3^-N]_i - orgN_e - N_s = N_n - [NH_4^+N]_e - [NO_3^-N]_e + [NO_3^-N]_i$

$N_s$	=	concentratie stikstof vastgelegd in het surplusslib (mg N/l)
org. $N_e$	=	concentratie organische stikstof in het effluent (mg/l)
$P, P_I$	=	hulpparameters bij de HSA-berekening
$P_H, P_A$	=	hulpparameters bij de HSA-berekening (punt 7)
$q_N$	=	nitrificatiesnelheid (mg $NH_4$ -N/g d.s. h)
$q_r$	=	volumebelasting ( $m^3_{\text{influent}}/m^3_{\text{AT}} \cdot d$ )
$Q$	=	debiet ( $m^3/d$ )
$Q_{24}$	=	gemiddelde debiet over een dag ( $m^3/d$ )
$Q_{pa}$	=	piekaanvoerdebiet waarbij de maximale N-vracht binnenkomt ( $m^3/d$ ).
$r_x$	=	fractie stikstof die met proceswater wordt teruggevoerd naar de installatie
$R_I$	=	totale N-recirculatiefactor (-)
$S_0$	=	zwevendestofconcentratie in toevoer naar de aërietank als rekeneenheid voor de surplusslibproductie (mg/l)
[S]	=	groeilimiterende substraatconcentratie (mg/l).
T	=	temperatuur in °C.
$t_{s,A}$	=	aërobe slibleeftijd (d)
$t_s$	=	totale slibleeftijd (d)
V	=	totale volume ( $m^3$ )
$V_N$	=	nitrificatievolume ( $m^3$ )
$V_D$	=	denitrificatievolume ( $m^3$ )
$V_{d,T}$	=	denitrificatiesnelheid bij temperatuur T (mg $NO_3$ -N/g d.s. h)
$V_{d,15}$	=	denitrificatiesnelheid bij T= 15°C (mg $NO_3$ -N/g d.s. h)
$Y_H$	=	Yield of celopbrengst van de heterotrofen
$Y_A$	=	Yield van de autotrofen
$\mu$	=	groeisnelheid van een micro-organisme ( $d^{-1}$ )
$\mu_{\text{max}}$	=	maximum groeisnelheid ( $d^{-1}$ )
$\mu_{\text{max},T}$	=	maximale groei bij temperatuur T
$\mu_{\text{max},15}$	=	maximale groei bij 15°C
$\mu_{\text{max},A}$	=	maximale groeisnelheid van nitrificeerders ( $d^{-1}$ )



$\mu_{NO_3}$  = denitrificatiesnelheid ( $d^{-1}$ )

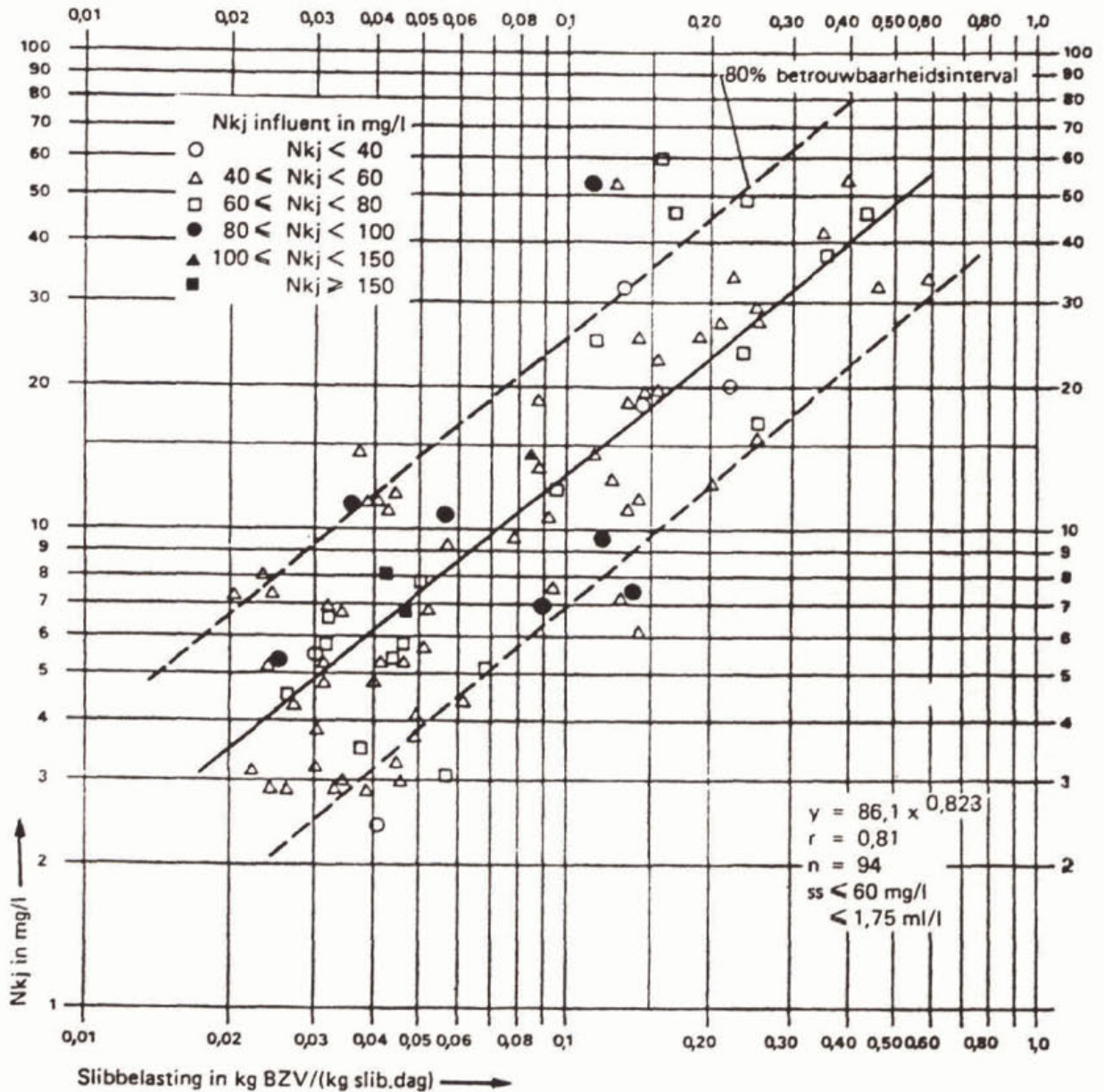
$\mu_{max,NO_3}$  = maximale denitrificatiesnelheid ( $d^{-1}$ )



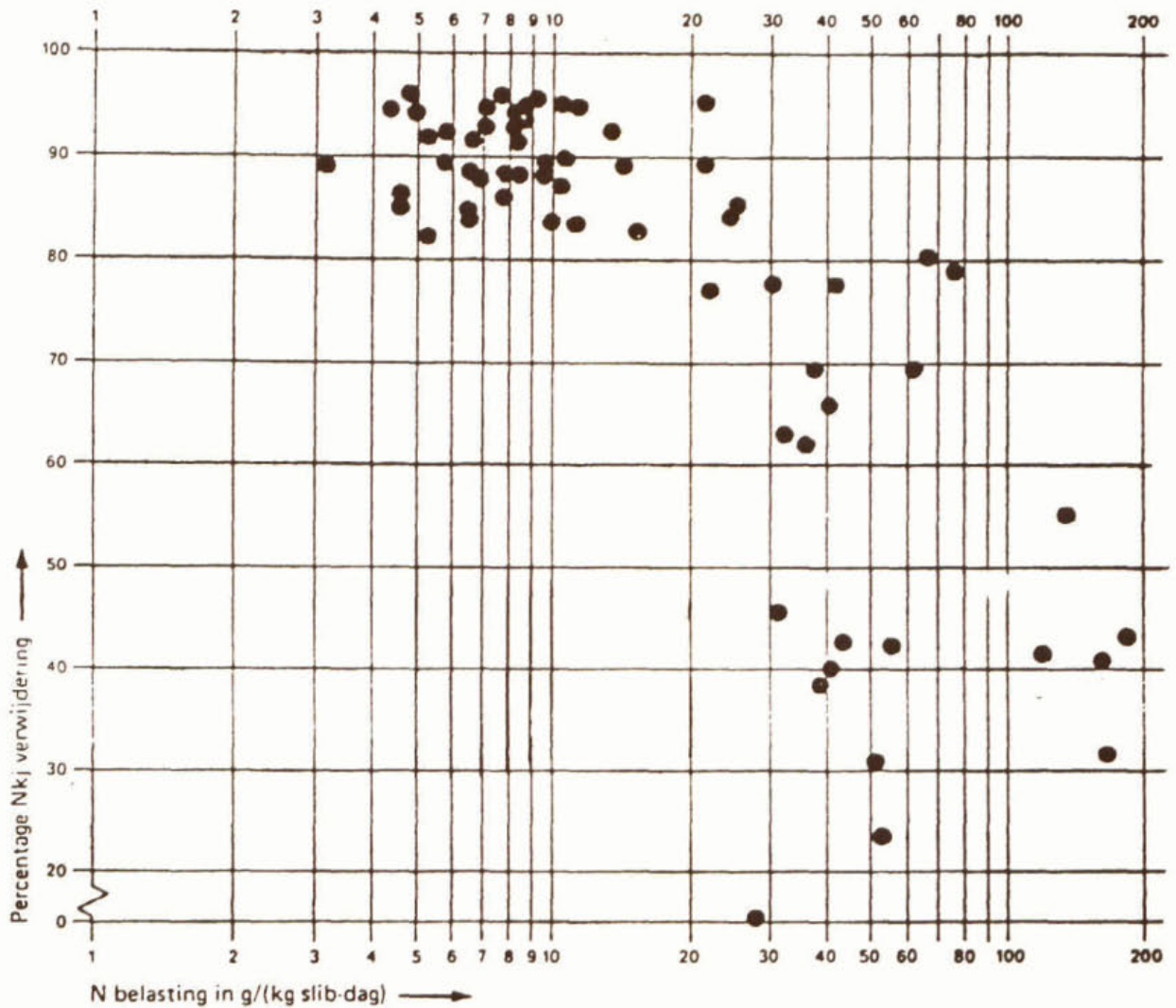


**Bijlage 1: N-verwijdering in praktijkinstallaties in relatie tot slibbelasting.**

Relaties tussen slibbelasting en Kj-N-verwijdering in praktijkinstallaties ontleend aan het rapport "Statistische verwerking van effluentgegevens van Nederlandse afvalwaterzuiveringsinstallaties; dimensioneringsrichtlijnen" van Trentelman uit 1981 <sup>[19]</sup> (fig. 26 en 27).



Figuur 25: De gemiddelde Kj-N-concentratie in het effluent van actief-slibinstallaties als functie van de BZV-slibbelasting.



Figuur 26: Het percentage Kj-N-verwijdering in de zomermaanden voor actief-slibinstallaties als functie van de N-belasting

In het STORA-rapport "Keuze en kosten van rioolwaterzuiveringsinstallaties als functie van effluenteisen" (1988)<sup>[67]</sup> worden verwachtingsrendementen van effluentkwaliteiten en zuiveringsrendementen voor verschillende installaties gegeven (tabel 24 - 26).



denitrificatieruimte		ja	nee	ja	nee
slibbelasting k	(kg BZV/kg d.s.d)	0,020 < k < 0,035		0,035 < k < 0,055	
BZV-reductie	(%)	97	97	97	97
effluent-BZV	(mg/l)	5	5	5	5
effluent-d.s.	(mg/l)	10	10	15	15
nitrificatie	(%)	90	90	85	85
denitrificatie	(%)	70	60	75	60
N-totaal verw.	(%)	60	55	70	50
effluent-Kj-N	(mg/l)	5	5	5	5
effluent-NO <sub>3</sub> -N	(mg/l)	10	20	10	15
SVI	(ml/g)	70	70	75	90

Tabel 24: Verwachtingswaarden voor zuiveringsrendementen van oxydatiecircuits.

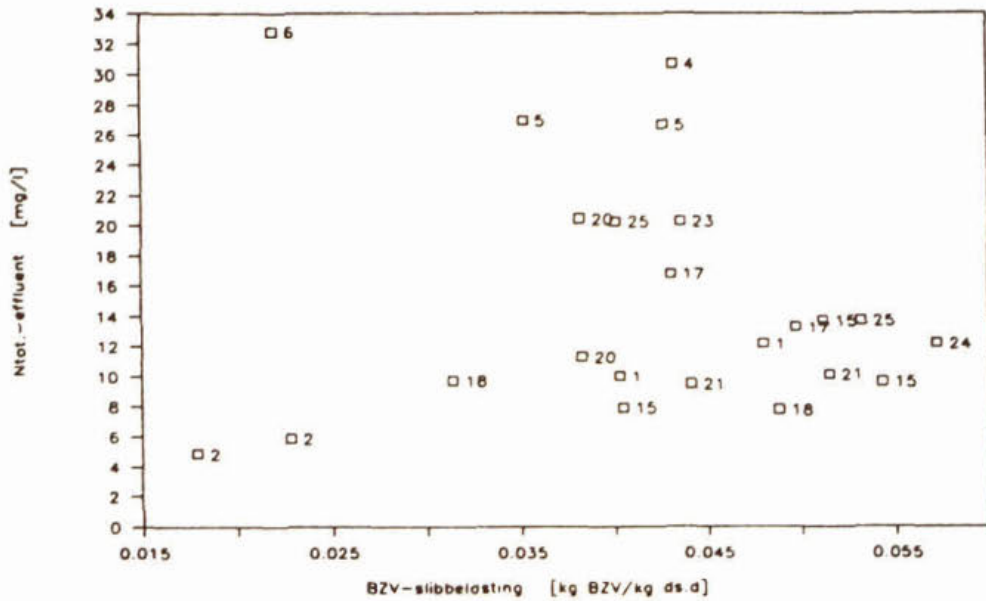
slibbelasting k	(kg BZV/(kg d.s.d))	< 0,03	0,03 - 0,06	0,06 - 0,09
BZV-reductie	(%)	97	97	97
effluent-BZV	(mg/l)	5	5	7
effluent-d.s.	(mg/l)	10	10	10
nitrificatie	(%)	85	85	85
denitrificatie	(%)	75	80	80
N-totaal verw.	(%)	70	70	70
effluent-Kj-N	(mg/l)	7	8	10
effluent-NO <sub>3</sub> -N	(mg/l)	10	9	8
SVI	(ml/g)	100	150	175

Tabel 25: Verwachtingswaarden voor zuiveringsrendementen van oxydatiesloten met oppervlaktebeluchting.

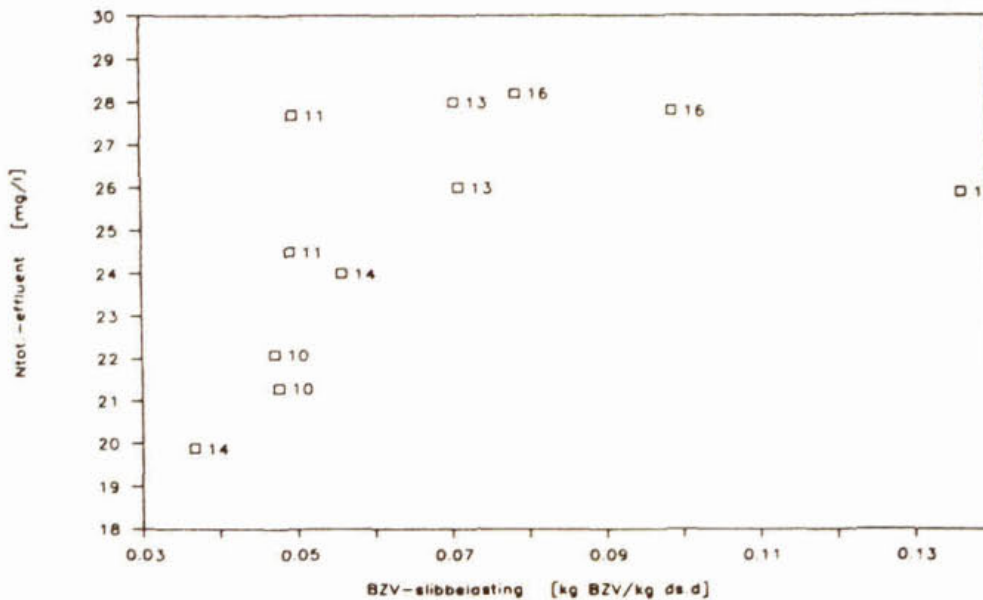
slibbelasting k	(kg BZV/(kg d.s.d))	<0,06	0,06-0,11	0,11-0,17	0,17-0,3	>0,3
BZV-reductie	(%)	97	97	95	96	92
effluent-BZV	(mg/l)	5	10	10	15	20
effluent-d.s.	(mg/l)	10	15	15	20	25
nitrificatie	(%)	80	75	65	55	35
denitrificatie	(%)	65	65	70	75	90
N-totaal verw.	(%)	55	50	45	45	30
effluent-Kj-N	(mg/l)	10	10	15	25	35
effluent-NO <sub>3</sub> -N	(mg/l)	15	15	10	10	5
SVI	(ml/g)	95	150	150	200	200

Tabel 26: Verwachtingswaarden voor zuiveringsrendementen van actief-slibinstallaties.

Het RWZI 2000 rapport "Het afleiden van procestechnologische relaties uit bedrijfsgegevens van RWZI's" <sup>[21]</sup> vermeldt praktijkgegevens van de N-verwijdering in oxydatiesloten en actief-slibinstallaties (fig. 28 - 31).

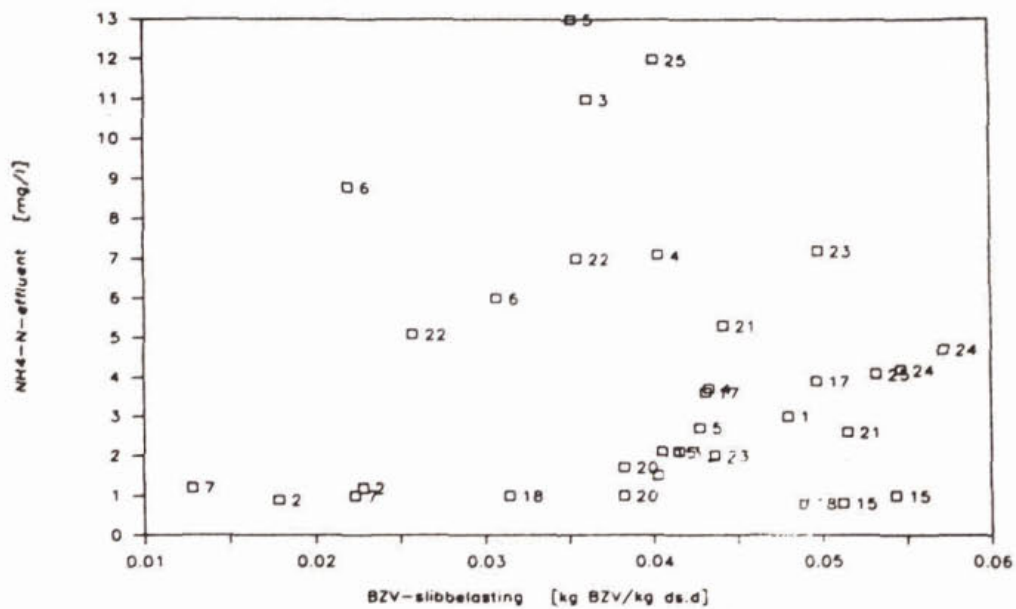


Figuur 27: Effluentconcentratie N-totaal versus slibbelasting. Jaargemiddelden van oxydatiesloten.

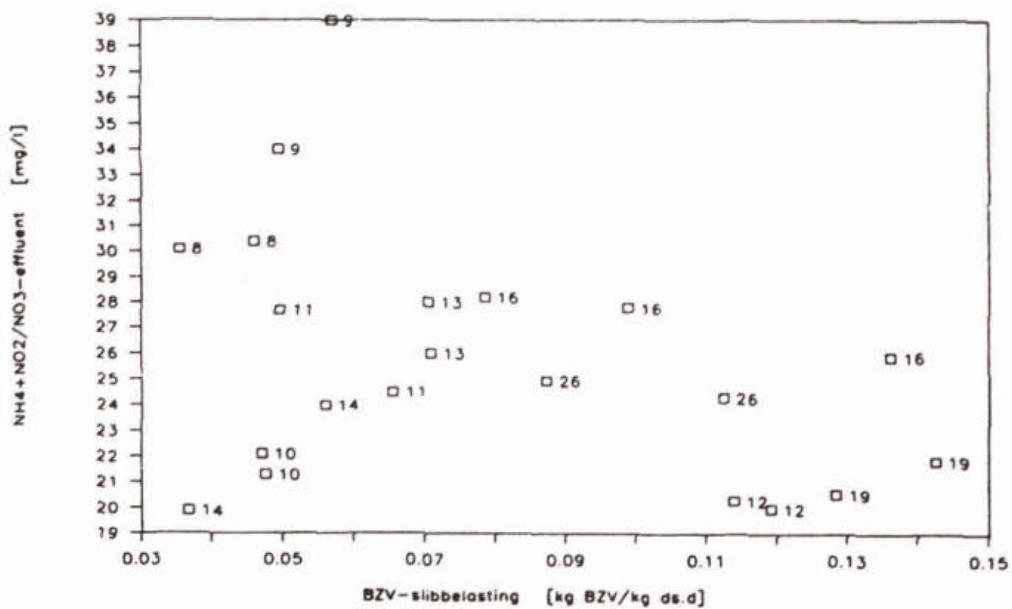


Figuur 28: Effluentconcentratie N-totaal versus BZV-slibbelasting. Jaargemiddelden van actief-slibsystemen.





Figuur 29: NH<sub>4</sub>-effluent versus slibbelasting. Jaargemiddelden van oxydatiesloten.

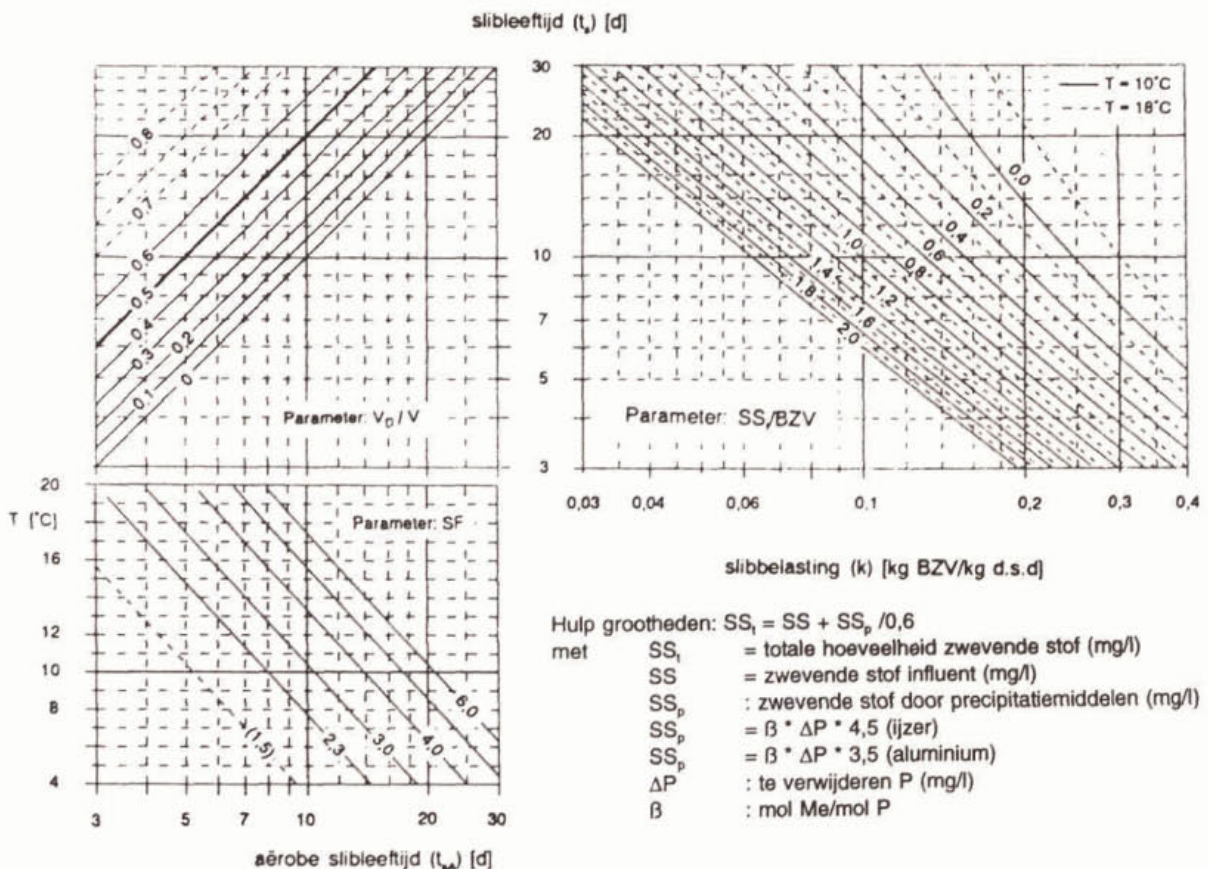


Figuur 30: NH<sub>4</sub> + NO<sub>2</sub>/NO<sub>3</sub>-effluent versus BZV-slibbelasting. Jaargemiddelden van actief-slibsystemen.

## Bijlage 2: Dimensionering van eentraps-actiefslibinstallaties volgens Kayser.

De nomogrammen (Kayser, TU Braunschweig 1991) zijn gebaseerd op de vergelijkingen en tabellen van het 'Arbeitsblatt A 131' van de ATV. Voor de afleiding van deze formules wordt verwezen naar de literatuur<sup>[23],[24]</sup>.

De dimensionering start in figuur 31 met de keuze van de temperatuur. De veiligheidsfactor SF bedraagt 2,3 voor rwzi's > 100.000 i.e. en SF > 2,9 voor rwzi's < 20.000 i.e.. Met de aërobe sibleeftijd en een gekozen verhouding denitrificatievolume/ totaal volume ( $V_D/V$ ) wordt de totale sibleeftijd ( $t_S$ ) vastgesteld. Vervolgens wordt met de zwevende stof/BZV-verhouding ( $SS/BZV$ ) de slibbelasting vastgesteld.



Figuur 31: Dimensioneringsdiagram voor de bepaling van de benodigde aërobe sibleeftijd, totale sibleeftijd en slibbelasting.

De  $V_D/V$ -verhouding wordt iteratief berekend. Een goede  $V_D/V$ -verhouding is bereikt wanneer de hoeveelheid gevormd nitraat gelijk is aan de te denitrificeren hoeveelheid. De hoeveelheid te denitrificeren nitraat kan bepaald worden met figuur 33. In deze figuur wordt in het bovenste en onderste deel de te denitrificeren hoeveelheid gegeven bij respectievelijk voordennitrificatie en aëratie circuit (simultane denitrificatie).

In figuur 31 wordt in het diagram rechtsboven de invloed van de temperatuur op de slibproductie gegeven. Dit geeft bij gemiddeld samengesteld afvalwater de geringe invloed van de temperatuur weer op de surplusslibproductie.

Voorbeeld dimensionering:

Kies een ontwerptemperatuur ( $10^\circ\text{C}$ ) en vervolgens een veiligheidsfactor (stel SF= 2,3). Hiermee wordt de aërobe sibleeftijd in het diagram linksonder van figuur 31 bepaald (8 dagen).



Ga vervolgens recht omhoog naar het diagram linksboven. Kies de fractie denitrificatie-volume ( $V_D/V=0,45$ ) en stel de totale slijbleeftijd vast (= 14,5 d). De gekozen  $V_D/V$ -verhouding moet voldoende zijn om de hoeveelheid nitraat te kunnen denitrificeren. Dit geschiedt als volgt met behulp van figuur 33:

Begin in het middelste diagram van figuur 33 met de bepaalde totale slijbleeftijd ( $t_s = 14,5$  d) en  $10^\circ\text{C}$ . Ga vervolgens recht omhoog of omlaag voor respectievelijk voordennitrificatie of circuit en ga naar de lijn  $V_D/V = 0,45$ . Op de linker as wordt  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{BZV} = 0,15$  afgelezen. Stel dat de BZV-concentratie 200 mg/l bedraagt, dan kan  $0,15 \cdot 200 = 30$  mg/l worden gedenitrificeerd. Op de linker as wordt aangenomen dat de denitrificatiesnelheid een factor ( $f_d$ ) 0,6 maal zo snel verloopt als de aërobe BZV-afbraak (volgens A131).

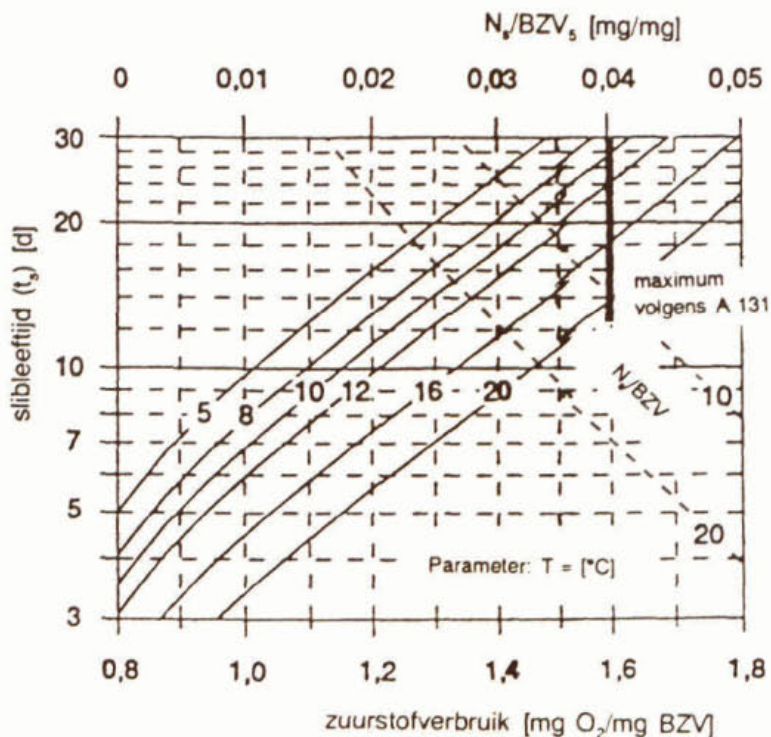
Wordt een meer optimistische  $f_d$  van 0,75 aangehouden (rechter as) dan kan  $0,175 \cdot 200 = 35$  mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$  worden gedenitrificeerd.

Als deze waarde gelijk is aan de gewenste hoeveelheid te denitrificeren  $\text{NO}_3\text{-N}$ , dan is de berekening voltooid. Zoniet dan moet in figuur 31 links boven een andere  $V_D/V$  worden gekozen en de berekening worden herhaald.

Indien de verhouding goed is, kan de slijbelasting worden bepaald uit het rechter diagram in figuur 31. Kies een zwevende-stof/BZV-verhouding die bij het influent past (stel  $\text{SS}_0/\text{BZV} = 0,8$ ), en ga dan recht naar beneden om de slijbelasting te bepalen ( $k = 0,083$ ).

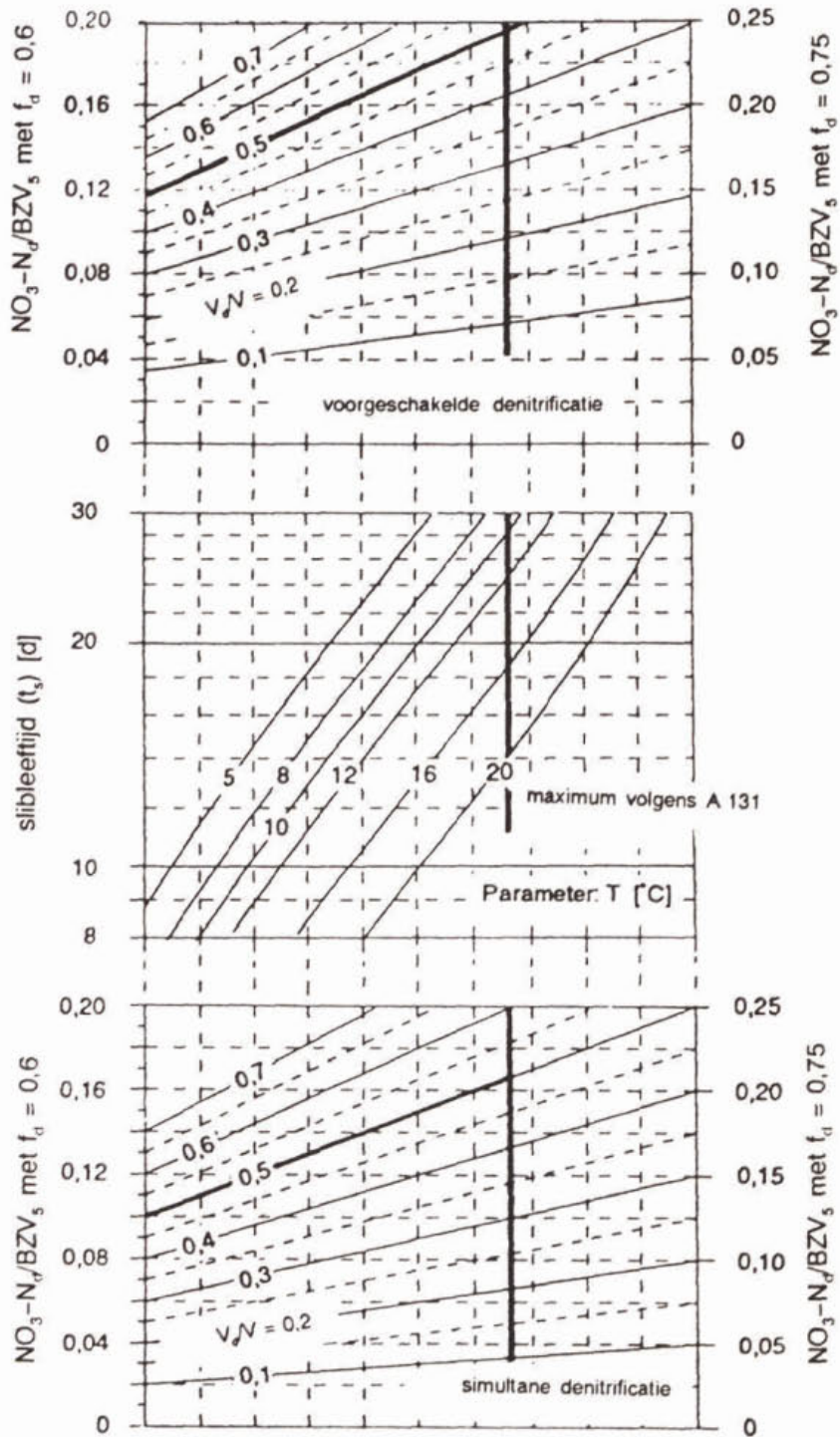
De dikke lijnen in de figuren geven de grens- of advieswaarden van de ATV methode A 131 aan.

Met figuur 32 kan vervolgens de benodigde hoeveelheid zuurstof worden bepaald.



Figuur 32: Zuurstofverbruik voor BZV-verwijdering inclusief endogene ademhaling, en de met het surplusslib afgevoerde stikstof.

De stippellijnen in figuur 32 geven de in het surplusslib ingebouwde stikstof weer. Bij deze figuur is er vanuit gegaan dat de droge bacteriemassa voor 12% uit stikstof bestaat.



Figuur 33: Bepaling van de hoeveelheid nitraat die gedenitrificeerd kan worden.



### Bijlage 3: Dimensionering volgens "Hochschulansatz" (HSA).

De HSA-methode komt in het kort op het volgende neer:

- 1 schatting van het stikstofgehalte van het surplusslib en de verhouding  $V_n/V$  (nitrificatievolume/totaal volume);
- 2 berekening van de variatiefactor, die een maat is voor de verhouding tussen de stikstofvracht die tijdens de piek (2-uur piekaanvoer) aankomt en de vracht die over de gehele dag aankomt;
- 3 berekening van de aërobe sibleeftijd met de groei- en afstervingsnelheid van autotrofen en de variatiefactor;
- 4 iteratie: de verhouding  $V_n/V$  en het stikstofgehalte in het surplusslib worden aangepast, totdat de te denitrificeren hoeveelheid nitraat gelijk is aan de hoeveelheid nitraat die door koolstofademhaling kan worden gedenitrificeerd;
- 5 berekening van de totale sibleeftijd, het nitrificatie- en denitrificatievolume;
- 6 berekening van de surplusslibproductie en de hoeveelheden inert materiaal, heterotrofe en autotrofe biomassa in het slib.

Hieronder wordt het rekenmodel beschreven dat aan de hand van de HSA-methode is opgesteld. In bijlage 4 worden twee voorbeeldberekeningen gegeven, respectievelijk voor voordennitrificatie en een aëratiekring.

Het betrouwbare toepassingsgebied van de methode wordt mede vanwege praktische overwegingen beperkt tot een denitrificatievolume ( $V_d/V$ ) van circa  $\leq 50\%$  van het totale volume. Wanneer het denitrificatievolume groter wordt dan  $50\%$  van het totale volume, is sprake van een zeer ongunstige BZV/N-verhouding. Het is de vraag of deze door vergroting van het denitrificatievolume kan worden gecompenseerd. Ook voor de ATV-methode A 131 wordt aanbevolen het denitrificatievolume kleiner dan  $50\%$  van het totale volume te houden.

#### Algoritme voor de dimensionering van nitrificerende- en denitrificerende zuiveringsinrichtingen volgens HSA<sup>[25]</sup>.

##### 1) Uitgangsgegevens, constanten en kinetische parameters

-  $Q_{24}$ ,  $G_a$ ,  $Q_{pa}$ ,  $T$ ,  $KH$

-  $[BZV]_i$ ,  $S_0$ ,  $Kj-N_i$ ,  $[NH_4-N]_{e,pa}$ ,  $[NO_3-N]_{e,i}$ ,  $org N_e$ ,  $N_{Fk}$

-  $r_x$ ,  $f_D$ ,  $b_a$ ,  $b_H$ ,  $K_{NH_4}$ ,  $f'$ ,  $\mu_{max,A}$

-  $f_x$ ,  $f_p$ ,  $f_{T,A}$ ,  $f_{T,BA}$ ,  $f_{T,BH}$ ,  $i_B$ ,  $i_x$

-  $[NH_4-N]_{e,g} = \begin{cases} 1 & \text{voor } [NH_4-N]_{e,pa} < 5 \text{ mg N/l} \\ 2 & \text{voor } 5 \text{ mg N/l} < [NH_4-N]_{e,pa} < 10 \text{ mg N/l} \end{cases}$

##### 2) Berekening van de buffercapaciteit.

$$BC = KH + 1/14 * ([NH_4-N]_{e,g} + [NO_3-N]_i - [NO_3-N]_e) \text{ (mmol/l)}$$

##### 3) Is de BC $\geq 2$ mmol/l.

Nee, ga terug naar 1). (Neem maatregelen om voldoende buffering te krijgen, verander effluentwaarden, kalkdosering.)

Ja, ga naar 4).

#### 4) Is het stikstofverloop gemeten?

Nee, kies een variatiefactor S, ga dan naar 6).

rwzi < 20.000 i.e. S = 2,0

rwzi > 20.000 i.e. S = 1,7

Ja, ga naar 5.

#### 5) Berekening van de variatiefactor.

$$S = \frac{(N_{n,pa} - [NH_4-M]_{e,pa}) * Q_{pa}}{(N_{n,g} - [NH_4-M]_{e,g}) * Q_{24}}$$

met:  $N_{n,pa} = Kj-N_{i,pa} + Kj-N_{r,pa} - org N_e - N_s$

$N_{n,g} = Kj-N_{i,g} + r_x * N_s + N_{Fk} - org N_e - N_s$

waarvoor

$$Kj-N_{r,pa} = \begin{cases} 0 & \text{N-retourstromen stop bij piekaanvoer} \\ r_x * N_s + N_{Fk} & \text{N-retourstromen continu} \\ \text{daartussen} & \text{in alle andere gevallen} \end{cases}$$

$r_x$  is bijvoorbeeld 0,55

Berekenen  $N_s$  indicatief met de formule gegeven in 7.3. Neem als uitgangswaarde  $V_N/V = 0,6$ .

#### 6) Berekening van de aërobe sibleeftijd.

$$t_{s,A} = f' * \frac{1}{\frac{\mu_{max,A}}{S} * \frac{[NH_4-M]_{e,pa}}{K_{NH_4} + [NH_4-M]_{e,pa}} * f_{T,A} - b_A * f_{T,bA}} \quad [d]$$

#### 7) Iteratieve berekening van de $V_N:V_D$ -verhouding.

7.0) kies startwaarde voor  $V_N/V$   
(start met  $V_N/V = 0,6$ )

gegeven  $V_D/V = 1 - V_N/V$

7.1) vaststelling van de parameter a:

Bij een aëratie circuit wordt a gelijk gesteld aan 1.

Bij voordennitrificatie met  $Rf = 5$



$$a = 2,95 * (100 * \frac{V_D}{V})^{-0,235}$$

Bij andere recirculatiefactoren dan 5 kan a gecorrigeerd worden door gebruik te maken van de curven van Hofmann<sup>[31]</sup>. In paragraaf 3.4.1 is beschreven hoe de correctie kan worden toegepast.

7.2) bereken de waarde (\*):

$$(*) \quad N_{d,g} = (a * \frac{f_d}{2,86} * f_{BZV} * [BZV]_I * \frac{V_D}{V}) * (0,5 + \frac{0,24 * Y_H * t_{s,A} * (V/V_N) * f_{T,bH}}{1 + b_H * f_{T,bH} * t_{s,A} * (V/V_N)}) \quad [\text{mg N/l}]$$

7.3) bereken de waarde (\*\*)

$$(**) \quad N_{d,g} = N_{Kl,g} + r_x * N_s + N_{FK} + [NO_3-M]_I - [NH_4-M]_{e,g} - [NO_3-M]_e - orgN_e - N_s \quad [\text{mg N/l}]$$

$$N_s = \frac{P_I + P_H + P_A * (N_{Kl,g} + N_{FK} - [NH_4-M]_{e,g} - orgN_e)}{1 + P_A * (1 - r_x)} \quad [\text{mg N/l}]$$

met:

$$P_I = i_x * f_P * S_0$$

$$P_H = \frac{(i_b + i_x * f_x * b_H * f_{T,bH} * t_{s,A} * V/V_N)}{(1 + b_H * f_{T,bH} * t_{s,A} * V/V_N)} * Y_H * f_{BZV} * [BZV]_I$$

$$P_A = \frac{(i_b + i_x * f_x * b_A * f_{T,bA} * t_{s,A})}{(1 + b_A * f_{T,bA} * t_{s,A})} * Y_A$$

7.4) komen de waarden (\*) en (\*\*) voldoende overeen (verschil < 1%)?

Nee, verander dan  $V_N/V$ .

(\*) > (\*\*) --> maak  $V_N/V$  groter (of vice versa)

Ja, ga naar 8).

**8) Voldoet de indicatieve waarde van  $N_s$  in punt 5?**

Nee, neem de waarde van  $N_s$  verkregen na uitvoeren van de iteratie en gebruik deze voor de berekening van S.  
Ja, ga naar punt 9.

**9) Bereken de totale slibleeftijd.**

$$t_s = V/V_N * t_{s,A} \quad [d]$$

**10) Bereken de specifieke spuislibproductie.**

$$G_s = \frac{G_s}{t_s} \quad [\text{kg d.s.}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})]$$

**11) Bereken de aërobe en anoxische volumina.**

hulpparameter P (mg/l):

$$N_{n,g} = N_{Kl_i} + r_x * N_s + N_{FK} - \text{org}N_{\theta} - N_s$$

$$P = f_P * S_0 + \frac{(1 + f_I * b_H * f_{T,bH} * t_s)}{(1 + b_H * f_{T,bH} * t_s)} * \\ * Y_H * f_{BZV} * [BZV]_i + \\ + \frac{(1 + f_I * b_A * f_{T,bA} * t_{s,A})}{(1 + b_A * f_{T,bA} * t_{s,A})} * Y_A * (N_{n,g} - [NH_4 - N]_{\theta,\theta})$$

bovendien is

$$P = \frac{G_{a,H} + G_{a,A} + G_{a,I}}{t_s * q_R} = \frac{G_s}{q_R}$$

en  $G_s$  is bekend (punt 10), waardoor de parameters

$$q_R = G_s/P \quad (\text{m}^3/\text{m}^3 \text{ d}) \\ V = Q_{24}/q_R \quad (\text{m}^3)$$

berekend kunnen worden

$$V_N = V_N/V * V \quad (\text{m}^3)$$



$$V_D = V_D/V \cdot V \quad (\text{m}^3)$$

$V_N/V$  en  $VD/V$  zijn verkregen uit de iteratie.

## 12) Berekening van de biomassafracties $G_{a,H}$ , $G_{a,A}$ en $G_{a,I}$ .

Heterotrofe biomassafractie:

$$G_{a,H} = \frac{Y_H \cdot f_{BZV} \cdot [BZV]_i \cdot q_R \cdot t_s}{1 + b_H \cdot f_{T,bH} \cdot t_s} \quad [\text{kg d.s./m}^3]$$

Autotrofe biomassafractie:

$$G_{a,A} = \frac{Y_A \cdot (N_{n,g} - [NH_4-M]_{e,g}) \cdot q_R \cdot t_s}{1 + b_A \cdot f_{T,bA} \cdot t_{s,A}} \quad [\text{kg d.s./m}^3]$$

Fractie inerte massa:

$$G_{a,I} = f_P \cdot S_o \cdot q_R \cdot t_s + f_I \cdot b_H \cdot f_{T,bH} \cdot G_{a,H} \cdot t_s + f_I \cdot b_A \cdot f_{T,bA} \cdot G_{a,A} \cdot t_{s,A} \quad [\text{kg d.s./m}^3]$$

## 13) Berekening van de surplusslibproductie.

$$G_{s,g} = V \cdot G_s \quad [\text{kg d.s./d}]$$

## 14) Berekening van de slibbelasting.

$$k = \frac{[BZV]_i \cdot Q_{24}}{V \cdot G_a \cdot 1000} \quad [\text{kg BZV}/(\text{kg d.s.} \cdot \text{d})]$$

EINDE

#### Bijlage 4: Voorbeeldberekeningen met HSA-methode.

Een voorbeeldberekening is uitgevoerd voor een 100.000 i.e. actief-slibstelsel uitgevoerd als voordennitrificatiesysteem met voorbezinking en een 100.000 i.e. aëratiekring met of zonder voorbezinktank.

Voor alle installaties zijn de in tabel 27 weergegeven waarden voor de kinetische parameters en constanten gehanteerd.

Bij de berekeningen wordt gebruik gemaakt van gemiddelde Nederlandse afvalwatergegevens en de aanbevolen HSA-parameterwaarden. Bij de voorbeeldberekeningen is voor de dimensionering van de voordennitrificatiesystemen het HSA-model zonder correcties voor hogere recirculatieverhoudingen gehanteerd. In de voorbeeldberekeningen wordt gerekend met een gekozen variatiefactor = 1,7.

kinetische parameters		dimensie	
correctie NO <sub>3</sub> -ademhaling	$f_d$	[-]	0,75
afsterving autotrofen	$b_a$	[d-1]	0,05
afsterving heterotrofen	$b_h$	[d-1]	0,08
max. groei autotrofen	$\mu_{max,a}$	[d-1]	0,52
Yield autotrofen	$Y_a$	[kg d.s./kg NO <sub>3</sub> ]	0,15
Yield heterotrofen	$Y_h$	[d.s./BZVverw]	0,6
Monod-constante autotrofen	$K_{NH_4}$	[mg N/l]	1
veiligheidsfactor	$f'$	[-]	1,25
aandeel inerte fractie afgestorven bacteriën	$f_i$ of $f_x$	[-]	0,1
aandeel afbreekbare d.s. influent	$f_p$	[-]	0,6
groei autotrofen 1,103(T-15)	$f_{t,a}$	[-]	0,555
afsterving autotrofen 1,09(T-15)	$f_{t,ba}$	[-]	0,596
groei heterotrofen 1,073(T-15)	$f_{t,bh}$	[-]	0,655
N-gehalte inerte deel slib	$i_x$ of $i_i$	[kg N/kg d.s.]	0,01
N-gehalte biomassa (autotrofen/heterotrofen)	$i_b$	[kg N/kg d.s.]	0,120

Tabel 27: Waarden van de kinetische parameters.

De uitgangsggevens (stap 1) voor de drie installaties zijn samengevat in tabel 28. Vervolgens worden de stappen 2 - 14 voor elke rwzi apart uitgewerkt.



Stap 1: Uitgangsgegevens voor voordennitrificatiesysteem (met voorbezinking) en aëratiecircuit met en zonder voorbezinking).

Afvalwatersamenstelling en aanvoerdebiet  
 capaciteit: 100.000 i.e. à 54 g BZV/d, 10 g Kj-N/d , 160 l/d.  
 rendement voorbezinktank: 25 % BZV; 7% Kj-N

parameter		dimensie	A.S. met VBT	circuit met VBT	circuit zonder VBT
gemiddelde aanvoer	$Q_{24}$	[m <sup>3</sup> /d]	16.000	16.000	16.000
max. aanvoer dwa	$Q_{pa}$	[m <sup>3</sup> /d]	24.000	24.000	24.000
d.s. in aëratietank	Ga	[kg d.s./m <sup>3</sup> ]	4	4	4
temperatuur in aëratietank	T	[°C]	9	9	9
carbonaat-hardheid drinkwater	KH	[mmol/l]	4	4	4
BZV-afbraak aëratietank	BZV <sub>verw</sub>	[%]	95	95	95
N-org. influent	org N <sub>i</sub>	[mg N/l]	20	20	20
N-org. effluent	org N <sub>e</sub>	[mg N/l]	2	2	2
BZV influent	[BZV] <sub>i</sub>	[mg/l]	253	253	338
zwevende stof influent	S <sub>o</sub>	[mg/l]	203	203	406
Kj-N influent	K <sub>J-Ni</sub>	[mg N/l]	58	58	63
Kj-N influent max	K <sub>J-Ni,pa</sub>	[mg N/l]	63	63	68
NH <sub>4</sub> effluent max	[NH <sub>4</sub> -N] <sub>e,pa</sub>	[mg N/l]	5	5	5
NH <sub>4</sub> effluent	[NH <sub>4</sub> -N] <sub>e</sub>	[mg N/l]	3	3	3
NO <sub>3</sub> effluent	[NO <sub>3</sub> -N] <sub>e</sub>	[mg N/l]	5	5	5
NO <sub>3</sub> influent	[NO <sub>3</sub> -N] <sub>i</sub>	[mg N/l]	0	0	0
N fecaliën	N <sub>Fk</sub>	[mg N/l]	0	0	0
aandeel N-interne stroom	r <sub>x</sub>	[-]	0,55	0,55	0,10
recirculatiefactor	Rf	[-]	8	-	-

Tabel 28: Uitgangsgegevens voor de drie te dimensioneren installaties.

## UITKOMSTEN VOORBEELDDIMENSIONERING

Stap	voordenitrificatie met VBT	circuit met VBT	circuit zonder VBT	
2) BC	4	4	4	[mmol/l]
3) BC =	o.k.	o.k.	o.k.	
4) stikstof verloop gemeten	nee	nee	nee	
5) Nn,max	56,46	56,60	52,52	[mg N/l]
Nn,gem	51,46	51,60	47,52	[mg N/l]
Variatiefactor S	1,70	1,70	1,70	[-]
6) aërobe sibleeftijd	11,2	11,2	11,2	[d]
7.0)				
7.1) $\omega$	9,8	-	-	[d <sup>-1</sup> ]
f $\omega$	0,91	-	-	[-]
correctiefactor a	1,10	1,00	1,00	[-]
7.2) methode 1 (*)	43,36	43,99	39,90	[mg N/l]
7.3) methode 2 (**)	43,46	43,60	39,52	[mg N/l]
hulpf. inert (PI)	1,22	1,22	2,44	
hulpf. heterotroof (PH)	8,53	8,12	12,25	
hulpf. autotroof (PA)	0,014	0,014	0,014	
N in spuislib (Ns)	10,09	9,77	14,97	[mg N/l]
7.4)	ja	ja	ja	
8) (*) en (**) bijna gelijk	ja	ja	ja	
9) totale sibleeftijd	20,0	21,5	17,2	[d]
10) spuislib productie	0,200	0,186	0,232	[kg d.s./m <sup>3</sup> d]
11) hulpf. P	205,25	202,87	359,20	[mg/l]
AEROOB VOLUME	9.184	9.078	16.073	[m <sup>3</sup> ]
ANOXISCH VOLUME	7.216	8.379	8.665	[m <sup>3</sup> ]
TOTAAL VOLUME	16.401	17.457	24.728	[m <sup>3</sup> ]
12) heterotroof slib	1,37	1,34	1,13	[kg d.s./m <sup>3</sup> ]
autotroof slib	0,11	0,11	0,06	[kg d.s./m <sup>3</sup> ]
inert materiaal	2,52	2,56	2,82	[kg d.s./m <sup>3</sup> ]
13) spuislibproductie	3.284	3.246	5.747	[kg d.s./d]
14) SLIBBELASTING	0,062	0,058	0,055	[kg BZV/d.s d]

EINDE



Bijlage 5: Processparameters IAWPRC-model.

Component	Process	Process Rate, $\rho$ , [ML <sup>-1</sup> T <sup>-1</sup> ]	
		1	2
1	Aerobic growth of heterotrophs	$\frac{1}{1} \frac{Y_H}{S_H}$	$\frac{1}{1} \frac{Y_H}{S_H}$
2	Anoxic growth of heterotrophs	$\frac{1}{1} \frac{Y_H}{S_H}$	$\frac{1}{1} \frac{Y_H}{S_H}$
3	Aerobic growth of autotrophs	$\frac{4.57 - Y_A}{1} \frac{Y_A}{S_A}$	$\frac{1}{1} \frac{Y_A}{S_A}$
4	'Decay' of heterotrophs	$1 - f_H$	$1 - f_H$
5	'Decay' of autotrophs	$1 - f_A$	$1 - f_A$
6	Ammonification of soluble organic nitrogen	$1 - f_{NH}$	$1 - f_{NH}$
7	'Hydrolysis' of entrapped organics	$1 - f_{NH}$	$1 - f_{NH}$
8	'Hydrolysis' of entrapped organic nitrogen	$1 - f_{NH}$	$1 - f_{NH}$
$r_2 = \sum_{i=1}^8 \rho_i$			
Stoichiometric Parameters:	Autotrophic yield: $Y_A$	Heterotrophic yield: $Y_H$	Fraction of biomass yielding particulate COD in biomass: $f_H$
Autotrophic Parameters:	Autotrophic growth and decay: $\mu_A, K_{SA}, K_{NH}, K_{NO}, \theta_A$	Heterotrophic growth and decay: $\mu_H, K_{SH}, K_{NH}, K_{NO}, \theta_H$	
Ammonification:	Ammonification: $k_A$	Correction factor for anoxic growth of heterotrophs: $\eta_A$	
Hydrolysis:	Hydrolysis: $k_H, K_X$	Correction factor for anoxic hydrolysis: $\eta_H$	
Mass N/Mass COD in products from biomass: $f_{NH}$	Mass N/Mass COD in products from biomass: $f_H$	Mass N/Mass COD in products from biomass: $f_{NH}$	Mass N/Mass COD in products from biomass: $f_H$
Soluble inert organic matter [M(CODL <sup>-1</sup> )]			
Readily biodegradable substrate [M(CODL <sup>-1</sup> )]			
Particulate inert organic matter [M(CODL <sup>-1</sup> )]			
Slowly biodegradable substrate [M(CODL <sup>-1</sup> )]			
Active heterotrophic biomass [M(CODL <sup>-1</sup> )]			
Active autotrophic biomass [M(CODL <sup>-1</sup> )]			
Particulate products arising from biomass decay [M(CODL <sup>-1</sup> )]			
Oxygen (negative COD) [M-CODL <sup>-1</sup> ]			
Nitrate and nitrite nitrogen [M(NL <sup>-1</sup> )]			
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + NH <sub>3</sub> nitrogen [M(NL <sup>-1</sup> )]			
Soluble biodegradable organic nitrogen [M(NL <sup>-1</sup> )]			
Particulate biodegradable organic nitrogen [M(NL <sup>-1</sup> )]			
Alkalinity - Molar units			

## Bijlage 6: Berekeningsvoorbeeld voor de bepaling van de ontwerptemperatuur.

De te kiezen ontwerptemperatuur kan modelmatig worden bepaald door uit te gaan van nitrificatie als het meest gevoelige proces, dat bepaalt of aan de stikstof-effluenteis kan worden voldaan. Als gevolg van het temperatuurverloop in de rwzi verandert de nitrificatiecapaciteit door het jaar als gevolg van twee factoren:

- de temperatuurafhankelijke groeisnelheid  $\mu_T$ , en dus de nitrificatiesnelheid;
- het aantal nitrificerende organismen in het systeem.

De Nederlandse effluenteis is uitgedrukt als gemiddelde van 24h-monsters die verdeeld over het jaar zijn genomen. Voor de praktijk betekent dit dat de norm in enkele monsters overschreden mag worden, mits de andere monsters deze overschrijding kunnen compenseren. Bij het dimensioneren van een installatie kan hierop worden ingespeeld door de ontwerptemperatuur zo te kiezen, dat gedurende de koude periode een aantal monsters de norm zal overschrijden. De monsters in de rest van het jaar zullen dan onder de norm moeten blijven om de overschrijding te compenseren.

Het verloop van de watertemperatuur is bepalend voor de te kiezen ontwerptemperatuur. Hoe langer het water de laagste temperatuur heeft, des te kleiner het verschil tussen de ontwerp- en minimum temperatuur dient te zijn om aan de jaargemiddelde eis te voldoen.

Op basis van het bovenstaande wordt een theoretische beschouwing gegeven voor de benodigde ontwerptemperatuur in relatie tot het temperatuurverloop in de aëratieruimte om voldoende nitrificatie te bereiken. Hierbij wordt verondersteld dat de slibproductie en dus de slibleeftijd gedurende het gehele jaar constant is.

Stel de ontwerptemperatuur is  $T_{ontw}$ . Bij deze temperatuur wordt de aëratieruimte zo gedimensioneerd dat de reciproke aërobe slibleeftijd,  $sl_{T_{ontw,ber}}$ , gelijk is aan de groeisnelheid van de nitrificeerders,  $\mu_T$ . De fractie nitrificeerders is constant, de uitspoeling is gelijk aan de groei en de nitrificatiecapaciteit is precies voldoende om volledige nitrificatie te realiseren.

Wanneer de temperatuur onder  $T_{ontw}$  komt, zal door de lagere groeisnelheid van de nitrificeerders, bij gelijke aanwas van heterotrofen, de fractie nitrificeerders ( $n$ ) langzaam afnemen. Bovendien daalt de nitrificatiesnelheid van de nog aanwezige nitrificeerders door de lagere temperatuur. Hierdoor neemt de nitrificatiecapaciteit af en kan niet meer volledig worden genitrificeerd.

Wanneer na enige tijd de afvalwatertemperatuur weer stijgt, zullen de nitrificatiecapaciteit en de groeisnelheid van de nitrificeerders langzaam toenemen. Wanneer de temperatuur boven  $T_{ontw}$  komt, is de groeisnelheid van de nitrificeerders groter dan de afvoer met het surplus-slib. De fractie nitrificeerders zal toenemen. Afhankelijk van de duur van de lagere afvalwatertemperatuur zal het herstel meer of minder tijd vergen. Uiteindelijk wordt de beschikbare hoeveelheid stikstof limiterend voor de groei en is de maximale evenwichtsbiomassa nitrificeerders bereikt.

Het model dat aan de hand van deze beschouwing is opgesteld, is als volgt opgebouwd:

- de groeisnelheid en de nitrificatiecapaciteit van de nitrificeerders zijn afhankelijk van de temperatuur volgens Downing<sup>[88]</sup>:

$$\mu_T = 0,18 \times e^{0,116 \times (T - 15)}$$

- voor de uitgangssituatie wordt aangenomen dat de nitrificerende biomassa beperkt wordt door het N-aanbod ( $n = 100\%$ )  
 $n$  = relatieve fractie nitrificeerders ten opzichte van maximum
- toe- of afname van  $n$  is afhankelijk van  $\mu_T$  en aërobe slibleeftijd ( $sl_T$ ) volgens:

$$sl_T = 1/\mu_T$$



en

$$\%n_t = \%n_{t-1} \times \theta^{t_m \times \left( \frac{1}{sl_{Tt}} - \frac{1}{sl_{Tontw}} \right)}$$

met:  $\mu$  = groeisnelheid ( $d^{-1}$ )  
 $\mu_T$  = groeisnelheid bij temperatuur T ( $d^{-1}$ )  
T = temperatuur ( $^{\circ}C$ )  
 $\%n_t$  = aandeel nitrificeerders op tijdstip t (-)  
 $\%n_{t-1}$  = aandeel nitrificeerders op tijdstip t-1 (-)  
 $t_m$  = tijdsinterval van de rekenstappen (d)  
 $sl_{Tt}$  = aërobe evenwichtsslibleef tijd bij temperatuur T op tijdstip t (d)  
 $sl_{Tontw}$  = aërobe slibleef tijd bij de ontwerp temperatuur (d)

- de relatieve nitrificatiecapaciteit ( $E$ ) is het produkt van  $\%n$  en de temperatuurafhankelijke omzettingssnelheid van de nitrificeerders. De temperatuurafhankelijkheid van de omzettingssnelheid wordt beheerst door dezelfde relatie als de groeisnelheid van de nitrificeerders. De nitrificatiecapaciteit op tijdstip t wordt uitgedrukt in een dimensieloze omzettingssnelheid ( $E_t$ ), die kan variëren van 0 tot 1. Bij  $E_t = 1,0$  is de nitrificatiecapaciteit gelijk aan de ontwerp capaciteit ( $E_{Tontw}$ ). In formule:

$$E_t = \%n_t \times \frac{\mu_T}{\mu_{Tontw}} \times E_{Tontw}$$

met:  $E_t$  = nitrificatiecapaciteit op tijdstip t (-)  
 $\mu_{Tontw}$  = nitrificatiesnelheid bij de ontwerp temperatuur ( $^{\circ}C$ )  
 $\mu_T$  =  $0,18 \times e^{0,116 \times (T - 15)}$   
 $n_t$  = fractie nitrificeerders op tijdstip t (%)  
 $E_{ontw}$  = nitrificatiecapaciteit volgens ontwerp (-)

- de effluentkwaliteit wordt berekend uit toevoer, inbouw in slib en nitrificatiecapaciteit (daarbij wordt verondersteld dat de minimale Kj-N effluentconcentratie 2 mg/l zal zijn) volgens:

$$N_{effl} = \frac{(N_{v,infl} - N_{v,spui}) \times (1 - E_d)}{Q} + N_{eff,min}$$

met:  $E_t$  = relatieve nitrificatiecapaciteit (-)  
 $N_{v,infl}$  = Kj-N-vracht in influent (g/d)  
 $N_{v,spui}$  = Kj-N-vracht in spuislib (g/d)  
 $N_{v,effl}$  = Kj-N-vracht in effluent ( $g/m^3$ )  
 $N_{eff}$  = Kj-N-concentratie in effluent ( $g/m^3$ )  
 $N_{eff,min}$  = minimale Kj-N-vracht in effluent = 2  $g/m^3$   
Q = debiet ( $m^3/d$ )

- de berekening van de slibsamenstelling en effluentkwaliteit wordt uitgevoerd op basis van de ontwerp temperatuur (bepaalt slibleef tijd) en de influentparameters voor een reeks temperatuurwaarden, bijvoorbeeld per 1/2 maand.
- het gemiddelde van de 1/2 maandwaarden geeft het jaargemiddelde.

Voor de aangegeven temperatuurreeks in figuur 34 is bij de ontwerp temperaturen 9, 10 en

13,4°C (het gemiddelde van de temperatuurreeks) het verloop van de Kj-N-effluentconcentratie over een jaar berekend. In tabel 29 staan de uitgangsgegevens en het resultaat van de berekening bij  $T_{ontw} = 9^{\circ}\text{C}$  weergegeven.

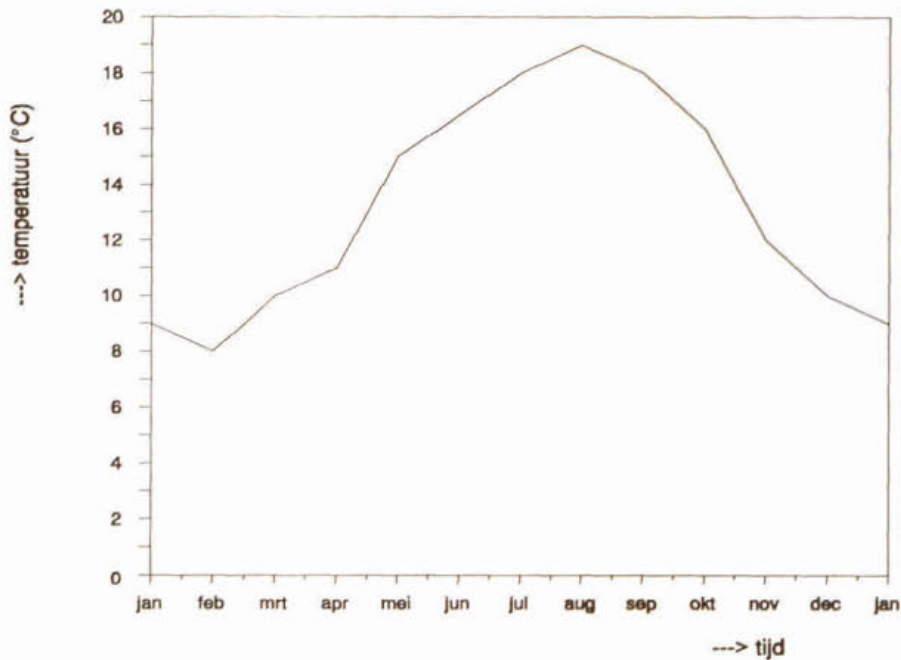
ontwerptemperatuur ( $T_{ontw}$ )	9	$^{\circ}\text{C}$				
aërobe sibleeftijd ( $s_{l_{T_{ontw}}}$ )	11	d				
aanvoer N influent ( $N_{v,infl}$ )	876	kg/d				
afvoer N via spuislib ( $N_{v,spul}$ )	173	kg/d				
maximale E ( $E_{T_{ontw}}$ )	1,0	-				
$Q_{dwa}$	10.560	$\text{m}^3/\text{d}$				
minimale Kj-N-concentratie	2	mg/l				
T	$\mu_{max}$	aërobe sibleeftijd	%n	E	effluent conc.	
( $^{\circ}\text{C}$ )	( $\text{d}^{-1}$ )	(d)	(%)	(-)	(mg/l)	
jan	9,0	0,090	11	100	1,0	2,0
	8,5	0,085	12	93	0,91	7,9
feb	8,0	0,080	13	85	0,80	15,0
	9,0	0,090	11	84	0,90	8,7
mrt	10,0	0,101	10	90	1,0	2,0
	10,5	0,107	9	100	1,0	2,0
apr	11,0	0,113	9	100	1,0	2,0
	13,0	0,143	7	100	1,0	2,0
mei	15,0	0,180	6	100	1,0	2,0
	15,8	0,196	5	100	1,0	2,0
jun	16,5	0,214	5	100	1,0	2,0
	17,3	0,234	4	100	1,0	2,0
jul	18,0	0,255	4	100	1,0	2,0
	18,5	0,270	4	100	1,0	2,0
aug	19,0	0,286	3	100	1,0	2,0
	18,5	0,270	4	100	1,0	2,0
sep	18,0	0,255	4	100	1,0	2,0
	17,0	0,227	4	100	1,0	2,0
okt	16,0	0,202	5	100	1,0	2,0
	14,0	0,160	6	100	1,0	2,0
nov	12,0	0,127	8	100	1,0	2,0
	11,0	0,113	9	100	1,0	2,0
dec	10,0	0,101	10	100	1,0	2,0
	9,5	0,095	11	100	1,0	2,0
jan	9,0	0,090	11	100	1,0	2,0
jaargemiddelde Kj-N-concentratie						3,1

Tabel 29: Nitrificatiecapaciteit in de loop van een jaar bij  $T_{ontw} = 9^{\circ}\text{C}$ .

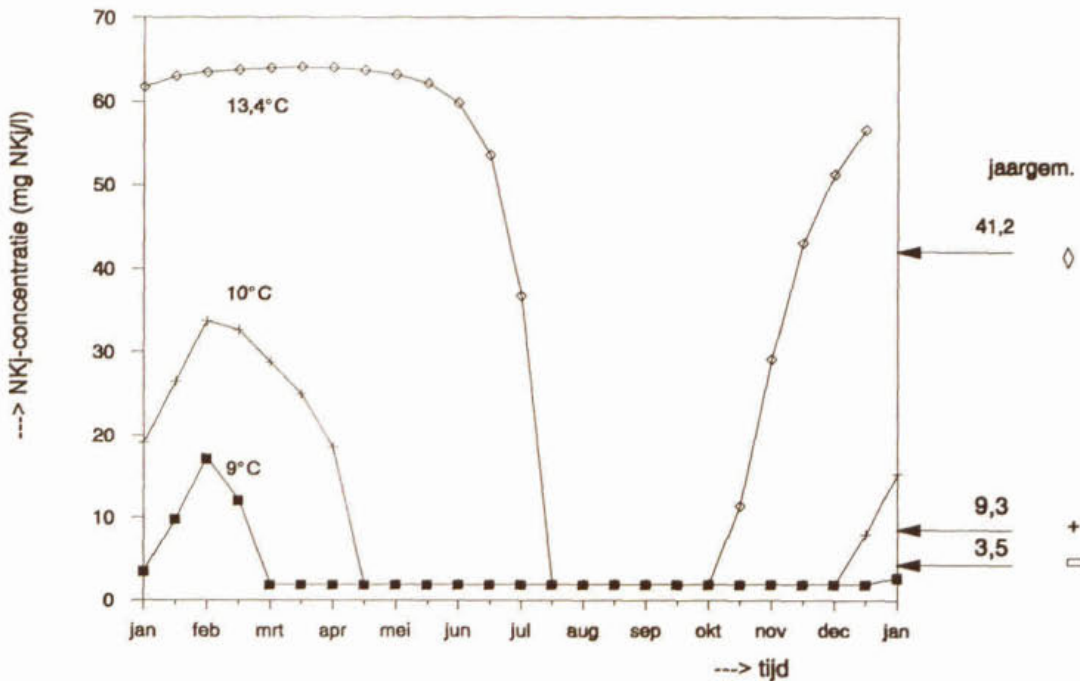
Het verloop van de Kj-N-effluentconcentratie bij de verschillende ontwerptemperaturen is weergegeven in figuur 35. Figuur 35 toont dat bij hogere ontwerptemperaturen het langer duurt voordat de effluentkwaliteit zich herstelt tot lage Kj-N-waarden. Bij gebruik van de gemiddelde jaartemperatuur (13,4°C) als ontwerptemperatuur is de herstelperiode zeer lang en wordt een hoge jaargemiddelde Kj-N-concentratie gehaald (41,2 mg Kj-N/l). Bij ontwerptemperaturen van



9 en 10°C bedraagt de Kj-N-concentratie gemiddeld per jaar respectievelijk 3,5 en 9,3 mg Kj-N/l. Hieruit blijkt duidelijk dat voor dit afvalwater niet de jaargemiddelde temperatuur als ontwerptemperatuur gekozen kan worden om aan de  $N_{tot}$  eis van 10 mg/l te voldoen. Er zal een ontwerptemperatuur gekozen moeten worden waarbij de periode en mate van overschrijding beperkt genoeg zijn om in de rest van het jaar te worden gecompenseerd zodat aan de gewenste effluenteis kan worden voldaan.



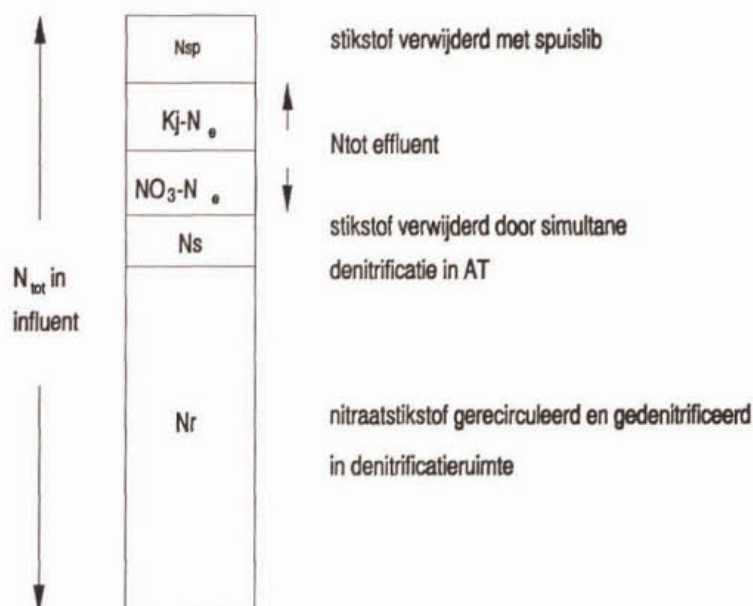
Figuur 34: Temperatuurverloop over een jaar (input van de berekening).



Figuur 35: Berekend Kj-N-concentratieverloop over een jaar bij verschillende ontwerptemperaturen.

## Bijlage 7: Berekening van de recirculatiefactor met behulp van een massabalans.

In figuur 36 wordt de verdeling van de stikstof over de verschillende fracties en stromen getoond.



Figuur 36: Massabalans van de stikstoffracties.

De balans ziet er als volgt uit:

$$N_r = K_j - N_i - NO_3 - N_e - K_j - N_e - N_s - N_{sp}$$

- met:  $N_r$  = nitraatstikstof gerecirculeerd en gedenitrificeerd in denitrificatieruimte  
 $K_j - N_i$  = stikstof in influent  
 $NO_3 - N_e$  = nitraatstikstof in effluent  
 $K_j - N_e$  = Kjeldahlstikstof in effluent  
 $N_s$  = nitraatstikstof verwijderd door simultane denitrificatie  
 $N_{sp}$  = stikstof vastgelegd in het slib

Wanneer de balans wordt betrokken op 1 liter influent, kunnen in plaats van de influent- en effluentvrachten de concentraties worden ingevuld. Voor de grotere recirculatiestroom is de concentratie niet gelijk aan de vracht.

Wanneer de concentratie nitraat in de recirculatiestroom en het effluent gelijk worden verondersteld (denitrificatie in nabezinking verwaarloosbaar), kan de recirculatiefactor (R) wordt berekend met

$$R = N_r / NO_3 - N_e$$



Voorbeeldberekening:

Influentsamenstelling:

BZV	210	mg/l
Kj-N	50	mg/l
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	0	mg/l

Yield	0,6	kg d.s./kg BZV
stikstofgehalte slib	0,06	kg N/kg d.s. = 7,6 mg N/l influent

Effluentsamenstelling

N <sub>tot</sub>	10	mg/l
Kj-N	5	mg/l
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	5	mg/l

Bij dit voorbeeld wordt aangenomen dat er geen denitrificatie in de nitrificatietank plaatsvindt.

retourstroom stikstof:  $N_r = 50 - 5 - 5 - 0 - (0,6 \times 0,06 \times 210) = 32,44$  mg/l influent

recirculatiefactor:  $R = 32,4 / 5 = 6,5 \times Q$  influent

In tabel 30 wordt voor N-totaal= 10 mg/l bij verschillende NO<sub>3</sub>-N -effluentconcentraties de benodigde recirculatiefactor gegeven.

parameter	concentratie (mg/l)					
[NO <sub>3</sub> -N] <sub>e</sub>	3	4	5	6	7	8
[Kj-N]	7	6	5	4	3	2
R	10,8	8,1	6,5	5,4	4,6	4,1

Tabel 30: Recirculatiefactoren bij verschillende NO<sub>3</sub>-N-effluentwaarden.

Uit de berekening blijkt dat de recirculatiefactor zeer sterk moet worden vergroot om bij de gehanteerde uitgangspunten nitraatconcentraties kleiner dan 5 mg NO<sub>3</sub>-N/l te bereiken.

