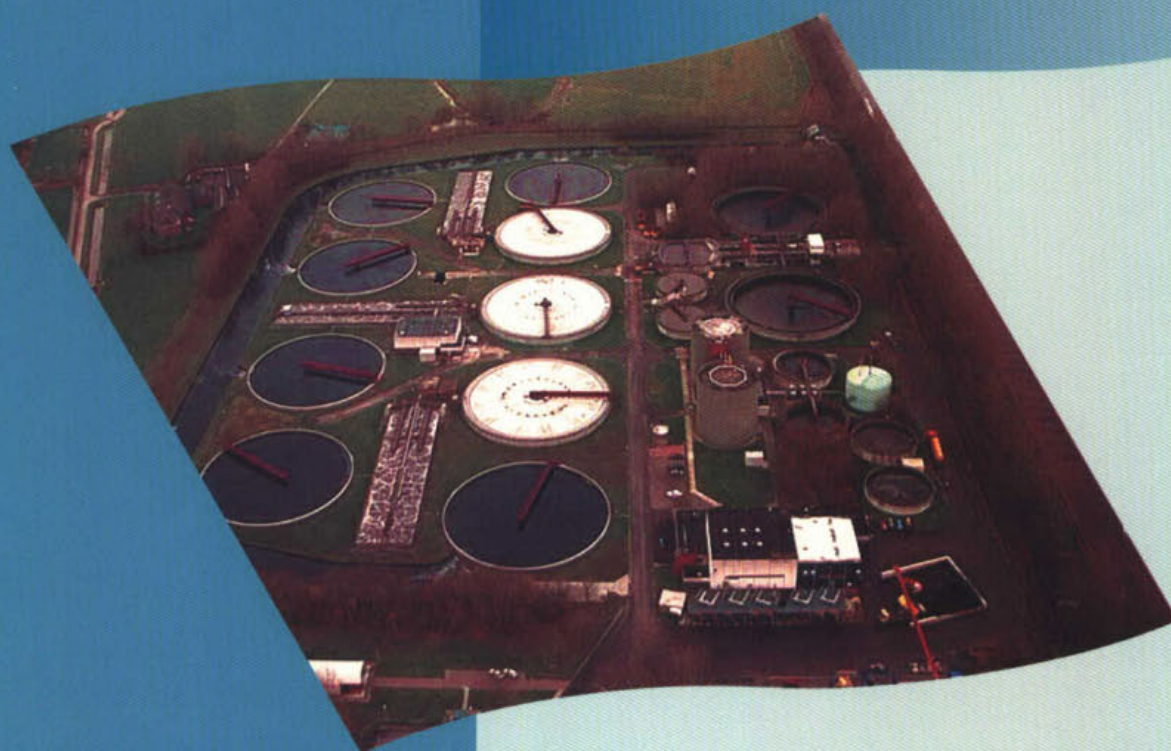


## De BABE-technologie

BABE combineert rejectiewaterbehandeling  
met de enting van nitrificerende organismen



2002 42

## De BABE-technologie

**BABE combineert rejectiewaterbehandeling  
met de enting van nitrificerende organismen**

**2002**

**42**

Arthur van Schendelstraat 816

Postbus 8090, 3503 RB Utrecht

Telefoon: 030 - 232 11 99

Fax: 030 - 232 17 66

E-mail: [stowa@stowa.nl](mailto:stowa@stowa.nl)

<http://www.stowa.nl>

Publicaties en het publicatie-overzicht  
van de STOWA kunt u uitsluitend bestellen bij:

*Hageman Fulfilment*

Postbus 1110

3300 CC Zwijndrecht

Telefoon: 078 - 629 33 32

fax: 078 - 610 42 87

E-mail: [info@hageman.nl](mailto:info@hageman.nl)

o.v.v. ISBN- of bestelnummer  
en een duidelijk afleveradres.

## COLOFON

Utrecht, 2002

Uitgave:  
STOWA, Utrecht

Projectuitvoering:  
Debby Berends (DHV Water BV), Sonia Salem (Technische Universiteit Delft),  
Mark van Loosdrecht (Technische Universiteit Delft), Robbert van der Kuij (DHV Water BV)

Begeleidingscommissie:  
Pim Walet / Stefan Weijers (GTD Oost Brabant) voorzitter, Ruud van Dalen (WS Veluwe),  
Johan Starke (WS Noorderzijlvest), Cora Uijterlinde later opgevolgd door Olaf Duin (HH Stichtse Rijnlanden),  
Paul Roeleveld later opgevolgd door Cora Uijterlinde (STOWA)

Foto omslag:  
rwzi Garmerwolde; Bron: Waterschap Noorderzijlvest

Druk:  
Kruyt Grafisch Advies Bureau

STOWA rapportnummer 2002-42

ISBN nummer 90.5773.200.9

## Ten geleide

In Nederland voldoen niet alle rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's) aan de effluenteisen, die worden gesteld aan de stikstofconcentratie, of zullen hier in de (nabije) toekomst niet meer aan voldoen door bijvoorbeeld een verhoging van de belasting. Uitbreiding van deze rwzi's op conventionele wijze vergt veelal hoge investeringen en een groot terreinoppervlak.

Daarom is de afgelopen jaren gezocht naar goedkope alternatieven. Een interessante optie voor rwzi's met een slibgisting, is de separate behandeling van interne retourstromen die vrijkomen bij de slibverwerking, het zogenaamde rejectiewater. Het gaat hierbij om een geringe hoeveelheid water waarmee een relatief grote stikstofvracht naar de waterlijn van de rwzi wordt teruggevoerd. Separate behandeling van dit stikstofrijke rejectiewater zal de stikstofbelasting op de bestaande rwzi met 10 tot 25% verlagen en zodoende de effluentkwaliteit verbeteren. Een aantal systemen, gebaseerd op dit principe, is reeds in STOWA-verband onderzocht en in de praktijk toegepast.

Nieuw is de BABE-technologie (Bio-Augmentation Batch Enhanced). Naast de verwijdering van stikstof uit het rejectiewater, worden in deze reactor onder ideale omstandigheden stikstof-omzettende bacteriën gekweekt. Deze bacteriën worden toegevoegd aan het actiefslib in de waterlijn, waardoor het effect op de totale stikstofverwijdering significant toeneemt. Deze technologie is in 2002 onderzocht op de rwzi Garmerwolde.

Dit STOWA-project heeft beoogd de werking van de BABE-technologie in de praktijk aan te tonen, zodat deze vervolgens in korte tijd kan worden geïntroduceerd op de Nederlandse huishoudelijke afvalwaterzuiveringsmarkt.

Het relatief eenvoudige technologisch en technisch concept heeft het mogelijk gemaakt het proefonderzoek op praktijkschaal uit te voeren. Door de pilot-fase 'over te slaan' is de ontwikkelingstijd bekort en kan de technologie worden ingepast in lopende uitbreidings-trajecten. Om de stap van laboratoriumschaal naar praktijkschaal te ondersteunen is gebruik gemaakt van modelsimulaties.

Het onderzoek is uitgevoerd door DHV Water B.V. in samenwerking met het Kluyver Laboratorium voor Biotechnologie van de Technische Universiteit Delft. Het onderzoek is begeleid door een commissie bestaande uit medewerkers van verschillende waterkwaliteitsbeheerders.

Het waterschap Noorderzijlvest, beheerder van de rwzi Garmerwolde heeft zijn medewerking verleend bij de uitvoering van het onderzoek. De STOWA is hen daar zeer erkentelijk voor.

## **De STOWA in het kort**

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. In 2002 waren dat alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen, de provincies en het Rijk (i.c. het Rijksinstituut voor Zoetwaterbeheer en de Dienst Weg- en Waterbouw).

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van behoefteinventarisaties bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n vijf miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: +31 (0)30-2321199.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht.

Email: [stowa@stowa.nl](mailto:stowa@stowa.nl).

Website: [www.stowa.nl](http://www.stowa.nl).

## Samenvatting

### *Inleiding*

In Nederland voldoen niet alle rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's) aan de effluenteisen, die worden gesteld aan de stikstofconcentratie, of zullen hier in de (nabije) toekomst niet meer aan voldoen door bijvoorbeeld een verhoging van de belasting.

Een rwzi aanpassen / uitbreiden zodat de stikstofeisen worden gehaald gaat veelal gepaard met hoge investeringskosten. In het kader hiervan is de afgelopen jaren gezocht naar goedkopere alternatieven. Een interessant alternatief voor rwzi's met een slibgisting, is de separate behandeling van interne retourstromen die vrijkomen uit de slibverwerking na de slibgisting. Het gaat hierbij om een geringe hoeveelheid water waarmee een relatief grote stikstofvracht naar de waterlijn van de rwzi wordt teruggevoerd. Separate behandeling van dit stikstofrijk retourwater zal de stikstofbelasting op de bestaande rwzi met 10 tot 25% verlagen en zodoende de effluentkwaliteit verbeteren. Een aantal systemen gebaseerd op dit principe, is reeds in STOWA-verband onderzocht en sommige zijn in de praktijk toegepast.

Een nieuw concept is de BABE-technologie (Bio-Augmentation Batch Enhanced), ontwikkelt door DHV in samenwerking met de TU Delft. Deze nieuwe rejectiewaterbehandelings-technologie gaat uit van een nieuw principe, namelijk: de nitrificeerders dusdanig te 'kweken' dat ze vervolgens kunnen worden geënt aan het actiefslib van het hoofdproces. In de BABE-reactor worden daarom de nitrificeerders gekweekt in de vlokken van het actiefslib. Dit wordt bewerkstelligd door een deel van het retourslib van de hoofdzuivering door de BABE-reactor te leiden waar versnelde aangroei van nitrificeerders plaats vindt door de hoge stikstofconcentratie. Door het verhogen van het aandeel nitrificeerders in actiefslib kan het stikstofverwijderingsrendement significant worden verhoogd en/of de slibleeftijd worden verlaagd.

Het effect van de BABE-technologie is dus tweeledig:

1. de stikstofvracht van het actiefslibstelsel verlagen door rejectiewaterbehandeling
2. de nitrificatiecapaciteit van het actiefslib van het hoofdproces vergroten door het enten met nitrificeerders uit het BABE-slib.

### *Doel onderzoek*

Dit STOWA-project beoogt de werking van de BABE-reactor en het ent-effect van het BABE-proces in de praktijk aan te tonen en tevens de BABE-technologie in korte tijd te introduceren op de Nederlandse huishoudelijke afvalwaterzuiveringsmarkt. Het relatief eenvoudige technologisch en technisch concept maakt het mogelijk het proefonderzoek op praktijkschaal uit te voeren. Door de pilot-fase 'over te slaan' wordt de ontwikkelingstijd bekort en kan de technologie worden ingepast in lopende uitbreidingstrajecten. Om de stap van laboratoriumschaal naar praktijkschaal te ondersteunen is gebruik gemaakt van modelsimulaties.

### *Resultaten praktijkonderzoek*

De praktijkproeven zijn uitgevoerd op de rwzi van Garmerwolde (Groningen) 200.000 i.e.. Daar zijn drie verschillende situaties gecreëerd:

1. een actiefsliblijn met rejectiewater;
2. een actiefsliblijn zonder rejectiewater;
3. een actiefsliblijn met rejectiewaterbehandeling in een BABE-reactor met enting van nitrificeerders.

Tijdens het praktijkonderzoek heeft de BABE-reactor op een nitrificatierendement van gemiddeld 74% en een denitrificatierendement van gemiddeld 66% gedraaid. Hierbij is aangetoond dat de actiefslibstraat met rejectiewaterbehandeling in de BABE-reactor een significant hogere nitrificatiecapaciteit heeft dan de referentiestraten. De ammonium-effluentconcentratie van de

BABE-actiefslibbijn is ca. 60% lager dan de actiefslibbijn met rejectiewater en ca. 50% lager dan de actiefslibbijn zonder rejectiewater (zie onderstaande tabel).

**Tabel 1** Het effect van de ent van nitrificeerders van de BABE-reactor op de hoofdstroom; lagere ammoniumconcentratie in het effluent en een hogere nitrificatiesnelheid

| rwzi Garmerwolde                           | NH <sub>4</sub> effluentgehalte<br>(mg N/l) | Maximale nitrificatiesnelheid<br>bij 22°C (mg N/g ods.d) |
|--------------------------------------------|---------------------------------------------|----------------------------------------------------------|
| actiefslibbijn met rejectiewater (AT3a)    | 13,3                                        | 87                                                       |
| actiefslibbijn zonder rejectiewater (AT2a) | 9,9                                         | 65                                                       |
| actiefslibbijn met BABE-reactor (AT1a)     | 5,2                                         | 104                                                      |

Uit de modelsimulaties is gebleken dat het volume van de BABE-reactor voor deze proeven te groot was (1.250 m<sup>3</sup>). Volgens de simulaties neemt het enteffect verder toe bij een kleiner BABE-volume van 300-500 m<sup>3</sup>. De ammoniumconcentratie in het effluent daalt dan nog verder tot onder de 2 mg/l. Ook is uit de modelsimulaties gebleken dat het in Tabel 1 getoonde verschil nog groter zou zijn indien de proef bij een lagere actiefslibtemperatuur zou zijn uitgevoerd.

#### *Toepasbaarheid BABE-technologie*

Een belangrijke vereiste voor de toepasbaarheid van de BABE-technologie is de aanwezigheid van een geconcentreerde stikstofstroom. Een veel voorkomende geconcentreerde stikstofstroom op rwzi's in Nederland is het rejectiewater dat vrijkomt bij de ontwatering van uitgestist slib. Maar ook externe stikstofbronnen kunnen worden gebruikt, bijvoorbeeld van nabijgelegen industrie.

Hieronder worden enkele voorbeelden genoemd van situaties waarbij de BABE-technologie toepasbaar is ter verbetering van de stikstofverwijdering:

- Uitbreiding rwzi als gevolg van verscherpte stikstofeisen;
- Bij onvolledige nitrificatie, verhoging nitrificatiecapaciteit door BABE;
- Bij onvoldoende denitrificatie; binnen een bestaand systeem kan de denitrificatieruimte worden uitgebreid ten koste van de nitrificatieruimte omdat door BABE de benodigde nitrificatieruimte kleiner wordt;
- Bij hoge rejectiewatertemperaturen; de BABE is zelfkoelend en daardoor zeer geschikt voor de behandeling van rejectiewater met een hoge temperatuur (> 30°C);
- Bij realisatie van een centrale slibverwerkingsinrichting; extra stikstofvracht kan met BABE-technologie verwerkt worden;
- Bij hoge eisen aan het rendement van de rejectiewaterbehandeling.

#### *Conclusie*

De BABE-reactor kan onder veel omstandigheden een substantiële bijdrage leveren aan de stikstofverwijderingscapaciteit van een rwzi.

## Summary

### *Introduction*

In The Netherlands not all of the sewage treatment plants meet the demands as required for the nitrogen-content in the effluent. Or, due to an increase in the waste-load or the erection of a central sludge treatment unit, some of the sewage treatment plants will no longer meet the demands for the nitrogen-content of the effluent in the future. To upgrade a sewage treatment plant, in order to meet the demands for the nitrogen-content in the effluent, usually requires relatively large investments. Because of these high investment costs, alternative treatment methods requiring lower investment costs have been under investigation.

For sewage treatment works with a sludge digestion, the separate treatment of internal reject water streams from the sludge treatment is such an alternative low-cost treatment method. In this particular case smaller quantities of water with a relatively high nitrogen-load are transferred back to the water line of the sewage treatment works. Separate treatment of this nitrogen-rich return-water will decrease the nitrogen-load of the existing sewage treatment works with 10-25%, resulting in an improvement of the quality of the effluent. Under the supervision of STOWA many alternative systems have been investigated and consecutively implemented by the water authorities. Some typical examples are the SHARON process, the ANAMMOX process and the Membrane Bio Reactor (MBR).

A new concept is the BABE technology (Bio Augmentation Batch Enhanced), developed by DHV in collaboration with the Technical University in Delft. This new water treatment technology for the treatment of so-called reject water is based on a new principle, i.e.: the implementation of a nitrification reactor in the sludge return line fed with reject water with a high ammonia concentration, which leads to the augmentation of the native nitrifying population. In the BABE reactor therefore the nitrifying bacteria are grown in the flocks of activated sludge. By means of augmenting nitrifying bacteria in the activated sludge, the nitrogen removal efficiency can be significantly increased and/or the sludge age (mean cell residence time) decreased.

Hence, there is a twofold advantageous effect by applying the BABE technology:

1. The nitrogen-load of the activated sludge system is decreased by the treatment of reject water;
2. The nitrification capacity of the activated sludge process in the main process line is increased by the augmentation of the nitrifying bacteria from the BABE.

### *Objective*

This STOWA project is aiming for the establishment of the operation of the BABE technology and the effect of the augmentation in practice, resulting in an introduction to the Dutch sewage treatment market on short notice. The relatively simple technology enables to conduct the investigations on a practical scale. A reduction in both cost and time is achieved by skipping the "pilot phase", enabling to fit the new technology in existing upgrading projects. To support the step from laboratory scale to large-scale computer aided model-simulation was used.

### *Results research*

The practical tests have been conducted at the sewage treatment plant at Garmerwolde (Groningen), where three different scenarios have been realised:

1. An activated sludge line with reject water;
2. An activated sludge line without reject water;
3. An activated sludge line with treatment of rejection water in a BABE-reactor, including augmentation of the nitrifying population in the main process line.

During the practical investigations the BABE-reactor has operated on a nitrifying efficiency of 74% and a de-nitrification efficiency of 66% showing significantly that scenario 3 has an increased nitrification capacity in comparison with the reference scenarios 1 and 2. The ammonium concentration in the effluent of the BABE-AT (aeration tank) is approximately 60% lower than the AT with rejection water and approximately 50% lower than the AT without rejection water (see table 1)

**Table 1**      **The effect of the augmentation from the BABE-reactor to the main process line:**  
**lower ammonium-concentration in the effluent and an increased nitrification velocity.**

| WWTP GARMERWOLDE                              | Ammonium content of the effluent<br>(mgN/l) | Maximum nitrification rate at 22°C<br>(m N/ods.d) |
|-----------------------------------------------|---------------------------------------------|---------------------------------------------------|
| Activated sludge line with rejection water    | 13.3                                        | 87                                                |
| Activated sludge line without rejection water | 9.9                                         | 65                                                |
| Activated sludge line with BABE-reactor       | 5.2                                         | 104                                               |

The model simulations have shown that the volume of the BABE-reactor for the testing in this report has been too large (1,250 m<sup>3</sup>). According the results of the simulation the augmentation-effect increases even more with a smaller BABE-reactor of 300 - 500 m<sup>3</sup>. The ammonium-content of the effluent decreases to below 2 mg/l. Furthermore the simulation has shown that the differences in table 1 would be even more, if the investigations would have been conducted at a lower activated sludge temperature.

#### *Applications Babe technology*

An important requirement for the application of the BABE-technology is the presence of a concentrated nitrogen rich source like reject water from the sludge treatment on wastewater treatment plants. But also other nitrogen sources can be used, for example from nearby industry.

Below examples are given of cases where the BABE technology can be applied:

- Extension and upgrading of a existing wwtp to meet the nitrogen requirements;
- Extending the nitrification capacity at treatment plants where there is partial or no nitrification;
- Extending the denitrification capacity by increasing the denitrification volume and decreasing the nitrification volume;
- Treatment of reject water with high temperatures; BABE is suitable because it “self cooling”;
- Realization of a central sludge treatment installation at a wwtp; the extra nitrogen load can be treated in the BABE reactor;
- When high effluent requirements are set for the reject water treatment.

#### *Conclusion*

The BABE technology is applicable in many circumstances and it can enhance the nitrogen removal substantially.

## **STOWA in brief**

The Institute of Applied Water Research (in short, STOWA) is a research platform for Dutch water controllers. STOWA participants are ground and surface water managers in rural and urban areas, managers of domestic wastewater purification installations and dam inspectors. In 2002 that includes all the country's water boards, polder and dike districts and water treatment plants, the provinces and the State

These water controllers avail themselves of STOWA's facilities for the realisation of all kinds of applied technological, scientific, administrative-legal and social-scientific research activities that may be of communal importance. Research programmes are developed on the basis of requirement reports generated by the institute's participants. Research suggestions proposed by third parties such as centres of learning and consultancy bureaux, are more than welcome.

After having received such suggestions STOWA then consults its participants in order to verify the need for such proposed research.

STOWA does not conduct any research itself, instead it commissions specialised bodies to do the required research. All the studies are supervised by supervisory boards composed of staff from the various participating organisations and, where necessary, experts are brought in.

All the money required for research, development, information and other services is raised by the various participating parties. At the moment, this amounts to an annual budget of some five million euro.

For telephone contact STOWA's number is: (31 (0)30-2321199.

The postal address is: STOWA, P.O. Box 8090, 3503 RB, Utrecht.

E-mail: [stowa@stowa.nl](mailto:stowa@stowa.nl).

Website: [www.stowa.nl](http://www.stowa.nl).

|   |                                                                                   |    |
|---|-----------------------------------------------------------------------------------|----|
|   | Ten geleide                                                                       |    |
|   | Samenvatting                                                                      |    |
|   | Summary                                                                           |    |
|   | Stowa in het kort                                                                 |    |
| 1 | INLEIDING                                                                         | 1  |
| 2 | DE BABE-TECHNOLOGIE                                                               | 3  |
|   | 2.1 Inleiding                                                                     | 3  |
|   | 2.2 De BABE-technologie                                                           | 3  |
|   | 2.3 Vergelijking rejectiewaterbehandelingsmethoden                                | 6  |
| 3 | OPZET PRAKTIJKPROEVEN                                                             | 7  |
|   | 3.1 Inleiding                                                                     | 7  |
|   | 3.2 Rwzi Garmerwolde                                                              | 7  |
|   | 3.2.1 <i>De waterlijn</i>                                                         | 8  |
|   | 3.2.2 <i>De sliblijn</i>                                                          | 10 |
|   | 3.2.3 <i>Het slibbedrijf</i>                                                      | 10 |
|   | 3.3 Implementatie full-scale BABE-reactor op rwzi Garmerwolde                     | 11 |
|   | 3.4 De BABE-reactor                                                               | 13 |
|   | 3.5 Opzet van het onderzoek                                                       | 16 |
|   | 3.6 Bemonstering en meetmethoden                                                  | 17 |
| 4 | EVALUATIE PRAKTIJKRESULTATEN                                                      | 19 |
|   | 4.1 Inleiding                                                                     | 19 |
|   | 4.2 De BABE-reactor                                                               | 19 |
|   | 4.2.1 <i>Stikstofverwijdering</i>                                                 | 19 |
|   | 4.2.2 <i>pH-regeling</i>                                                          | 21 |
|   | 4.3 BABE-effect op effluentkwaliteit                                              | 22 |
|   | 4.3.1 <i>Bedrijfsvoering</i>                                                      | 22 |
|   | 4.3.2 <i>Resultaten</i>                                                           | 22 |
|   | 4.3.3 <i>Steekmonsters</i>                                                        | 24 |
|   | 4.4 Verhoging nitrificatiesnelheid actiefslib                                     | 25 |
|   | 4.5 Microbiologisch effect, resultaten FISH en DGGE analyses                      | 26 |
|   | 4.5.1 <i>FISH</i>                                                                 | 26 |
|   | 4.5.2 <i>DGGE</i>                                                                 | 29 |
|   | 4.6 Conclusies praktijkproeven                                                    | 31 |
| 5 | SIMULATIES BABE-TECHNOLOGIE                                                       | 33 |
|   | 5.1 Inleiding                                                                     | 33 |
|   | 5.2 Opzet simulaties rwzi Garmerwolde                                             | 33 |
|   | 5.3 Evaluatie resultaten simulaties                                               | 35 |
|   | 5.3.1 <i>Volume BABE-reactor</i>                                                  | 35 |
|   | 5.3.2 <i>Temperatuur beluchtingstank</i>                                          | 35 |
|   | 5.3.3 <i>Slibverblijftijd BABE-reactor</i>                                        | 37 |
|   | 5.3.4 <i>Toepassing BABE-technologie bij beperkte denitrificatiecapaciteit AT</i> | 39 |
|   | 5.4 Conclusies simulaties                                                         | 42 |

|       |                                               |    |
|-------|-----------------------------------------------|----|
| 6     | SLOTBESCHOUWING                               | 43 |
| 6.1   | Samenvattende conclusie                       | 43 |
| 6.2   | Ontwerp- en bedrijfsaspecten BABE-technologie | 43 |
| 6.2.1 | <i>Stikstofbalans rwzi</i>                    | 43 |
| 6.2.2 | <i>Koolstofbron</i>                           | 45 |
| 6.2.3 | <i>pH-regeling</i>                            | 45 |
| 6.2.4 | <i>Procestemperatuur</i>                      | 46 |
| 6.2.5 | <i>Opstart BABE-reactor</i>                   | 46 |
| 6.3   | Ontwerpgrondslagen BABE-reactor               | 47 |
| 6.4   | Toepasbaarheid BABE-technologie               | 48 |
| 7     | BEGRIPPENLIJST                                | 49 |
| 8     | SYMBOLENLIJST                                 | 51 |
| 9     | REFERENTIES                                   | 53 |

#### BIJLAGEN:

- 1 Proces- en instrumentatiediagram van de BABE-reactor (de P&ID)
- 2 Technologische aspecten biologische rejectiewaterbehandeling
- 3 Rejectiewaterbehandelingstechnieken
- 4 Ammonium en nitraatconcentratie in het effluent van de AT's
- 5 Kinetische en stoichiometrische parameters ASM 1 model
- 6 Balansen alkaliniteit, nitrificatie, denitrificatie

## 1 INLEIDING

Niet alle rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's) in Nederland voldoen aan de effluenteisen die gesteld worden ten aanzien van stikstof. Of, zullen in de toekomst niet meer aan de stikstofeisen voldoen omdat bijvoorbeeld de belasting stijgt of een centrale slibverwerkingsinrichting zal worden gerealiseerd.

Een rwzi aanpassen / uitbreiden zodat de stikstofeisen worden gehaald gaat veelal gepaard met hoge investeringskosten. In het kader hiervan is de afgelopen jaren gezocht naar goedkopere alternatieven. Een interessant alternatief voor rwzi's met een slibgisting, is de separate behandeling van interne retourstromen die vrijkomen uit de slibverwerking na de slibgisting. Het gaat hierbij om een geringe hoeveelheid water waarmee een relatief grote stikstofvracht naar de waterlijn van de rwzi wordt teruggevoerd. Separate behandeling van dit stikstofrijk retourwater zal de stikstofbelasting op de bestaande rwzi met 10 tot 25% verlagen en zodoende de effluentkwaliteit verbeteren. Reeds vele mogelijke fysisch/chemische en biologische technologieën zijn in STOWA-verband onderzocht en sommige geïmplementeerd door waterkwaliteitsbeheerders [referenties 10 t/m 18, 20, 21, 23].

Een nieuw concept is de BABE-technologie (Bio-Augmentation Batch Enhanced), ontwikkeld door DHV in samenwerking met de TU Delft. Deze nieuwe biologische technologie voor rejectiewaterbehandeling gaat uit van een nieuw principe, namelijk: bij de behandeling van de rejectiewaterstroom worden de nitrificeerders dusdanig 'gekweekt' dat ze vervolgens kunnen worden geënt aan het actiefslib van het hoofdproces. Door het verhogen van het aandeel nitrificeerders in het actiefslib kan het stikstof-verwijderingsrendement van de totale rwzi significant worden verhoogd.

Dit STOWA-project beoogt de werking van de BABE-reactor en het ent-effect van het BABE-proces in de praktijk aan te tonen en tevens de BABE-technologie in korte tijd te introduceren op de Nederlandse huishoudelijke afvalwaterzuiveringsmarkt. Het relatief eenvoudige technologisch en technisch concept maakt het mogelijk het proefonderzoek op praktijkschaal uit te voeren. Door de pilot-fase 'over te slaan' wordt de ontwikkelingstijd bekort en kan de technologie worden ingepast in lopende uitbreidingstrajecten. Om de stap van laboratoriumschaal naar praktijkschaal te ondersteunen is gebruik gemaakt van modelsimulaties.

In hoofdstuk 2 is de BABE-technologie beschreven en is een vergelijking gemaakt met andere rejectiewaterbehandelingstechnieken. De opzet van het praktijkonderzoek is beschreven in hoofdstuk 3, de resultaten hiervan in hoofdstuk 4. De resultaten van de simulatieberekeningen zijn gepresenteerd in hoofdstuk 5. In de slotbeschouwing in hoofdstuk 6 is de toepasbaarheid van de BABE nader geëvalueerd.



## 2 DE BABE-TECHNOLOGIE

### 2.1 Inleiding

Bij de vergisting van slib komen grote hoeveelheden ammonium vrij. Na de vergisting wordt het slib over het algemeen ontwaterd en afgevoerd. Het water dat bij de ontwatering van uitgestist slib vrij komt, het zogenaamde rejectiewater, bevat een hoge ammoniumconcentratie, 750 tot 1.500 mgN/l. Over het algemeen gaat het rejectiewater retour naar de waterlijn van de rwzi. De hoeveelheid stikstof die hierbij retour gaat kan 5 tot 25% bedragen van de totale stikstofvracht van het actiefslibproces. Separate behandeling van het rejectiewater biedt derhalve een mogelijkheid om tegen relatief lage kosten en gering ruimtebeslag de stikstofvracht van de waterlijn te verminderen en mogelijk aan de stikstofeisen te voldoen.

Reeds vele biologische en fysisch/chemische zuiveringssystemen zijn in STOWA-verband onderzocht:

- de airliftreactor [12];
- het ammoniakstripproces (luchtstrippen en stoomstrippen) [13] [14];
- het MAP/CAFR-proces [15] [16];
- de membraan-bioreactor [11] [17];
- de SHARON [7] [18];
- de ANAMMOX [5] [21].

Van elk van deze technieken is in bijlage 3 een korte beschrijving opgenomen.

In het STOWA-rapport “Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen; Evaluatie van Nederlandse praktijkonderzoeken” [10] worden resultaten van verschillende pilot-onderzoeken met de membraan-bioreactor, de airliftreactor, het ammoniakstripproces en het MAP/CAFR-proces geëvalueerd.

Een nieuw concept voor rejectiewaterbehandeling is de BABE-technologie (Bio-Augmentation Batch Enhanced). In het BABE-reactor worden nitrificerende organismen gekweekt in de vlokken van het retourslib. Dit “geactiveerde” retourslib wordt vervolgens weer teruggebracht naar de het hoofdzuiveringsproces, de actiefslibtanks. Hierdoor zal het BABE-proces naast zuivering van het rejectiewater, ook de nitrificatiecapaciteit van de hoofdzuivering vergroten.

In paragraaf 2.2 wordt de BABE-technologie nader toegelicht. In bijlage 2 is een overzicht gegeven van enkele technologische aspecten die van belang zijn voor biologische rejectiewaterbehandeling. De voor- en nadelen van de BABE-technologie ten opzichte van andere rejectiewater-behandelingstechnieken zijn in paragraaf 2.3 beschreven.

### 2.2 De BABE-technologie

Vanuit de gedachte dat het mogelijk zou moeten zijn om de nitrificerende organismen die op het stikstof in het rejectiewater groeien te kunnen benutten in de waterlijn van de rwzi, is het BABE-proces ontwikkeld (Bio Augmentation Batch Enhanced). In de BABE-reactor groeien deze nitrificeerders in de vlokken van het actiefslib van het hoofdproces doordat een klein deel van het retourslib via de BABE-reactor wordt geleid. Daar wordt de nitrificatieactiviteit van het actiefslib verhoogd door de hoge stikstofvrachten en de hoge temperatuur. Vervolgens gaat het actiefslib met een grotere fractie aan nitrificeerders retour naar de waterlijn. Op deze manier wordt de nitrificatiecapaciteit van het actiefslib vergroot.

Het effect van de BABE-technologie op de stikstofverwijdering van de rwzi is dus tweeledig:

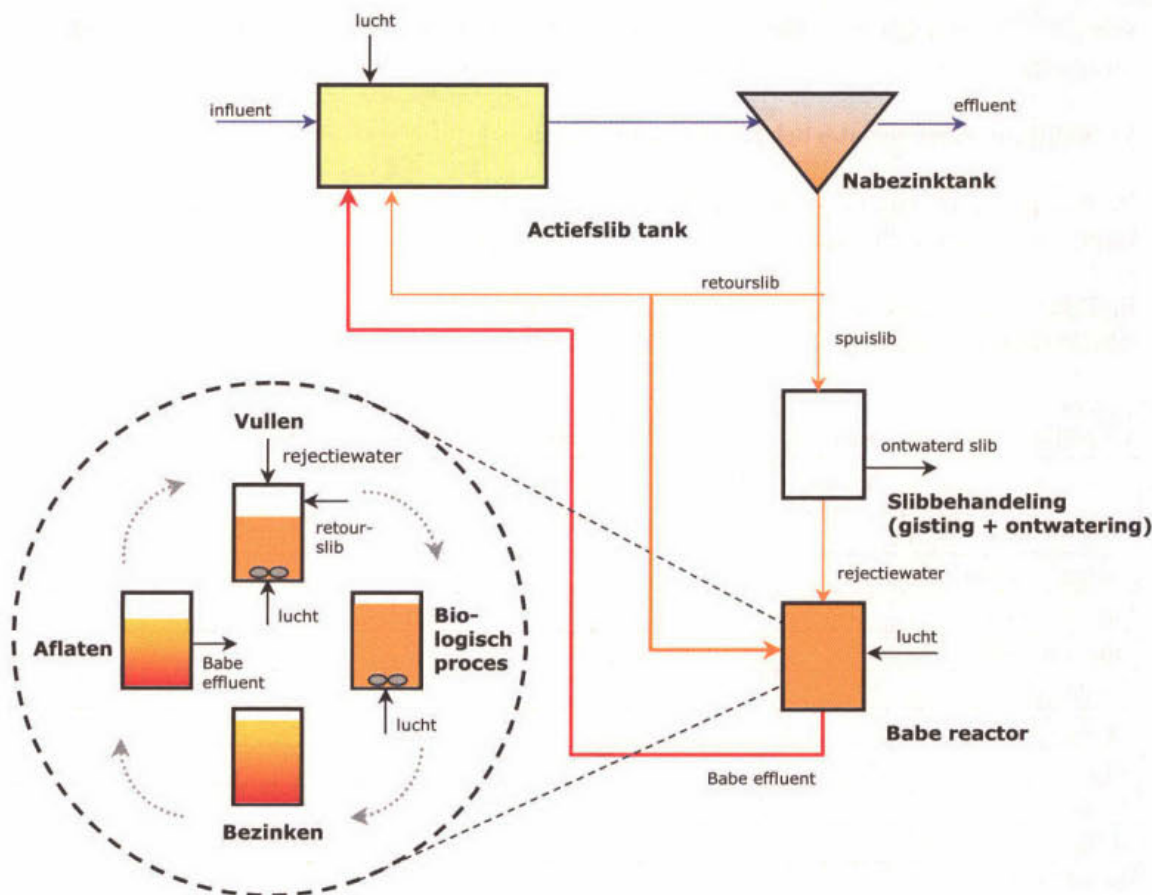
1. de stikstofvracht van het actiefslibstelsysteem wordt verlaagd door rejectiewaterbehandeling;
2. de nitrificatiecapaciteit van het actiefslib van het hoofdproces wordt vergroot door het enten met nitrificeerders uit de BABE-reactor.

Het BABE-concept is schematisch weergegeven in Afbeelding 1.

Het BABE-concept kan uitgevoerd worden als een batch-systeem waarbij de biologische processen en het scheiden van slib en effluent in één reactor plaatsvinden. In principe bestaat de batch-cyclus uit 4 stappen die gedeeltelijk gelijktijdig kunnen optreden:

1. vullen met rejectiewater en retourslib;
2. biologische processen (beluchting en menging);
3. bezinken van het slib;
4. aflaten van het effluent.

In de BABE-reactor komen zowel de *Nitrosomonas* als de *Nitrobacter* voor en wordt het ammonium genitrificeerd tot nitraat. Bij de nitrificatie wordt zuur gevormd zoals weergegeven (zie bijlage 2). Om de voor de snelle omzetting noodzakelijke pH te handhaven moet die zuurproductie ten dele geneutraliseerd worden. Toevoeging van loog is een optie. Voor de neutralisatie van het bij de nitrificatie gevormde zuur wordt bij voorkeur gebruik gemaakt van denitrificatie. De denitrificatie kan namelijk deels plaatsvinden op basis van koolstofbronnen in het actiefslib uit de waterlijn. Hiermee kan bespaard worden op aanvullende methanol- of loogdosering. Hoeveel bespaard kan worden is afhankelijk van een aantal factoren, namelijk: het type actiefslib (hoogbelast slib bevat meer koolstofbronnen), de stikstofvracht in het rejectiewater, de hoeveelheid actiefslib naar de BABE-reactor, de gewenste nitraatconcentratie in de aflat van de BABE-reactor en de alkaliniteit van het rejectiewater. Tevens wordt via het actiefslib ook wat extra alkaliniteit aangevoerd.



**Afbeelding 1**  
Schematische weergave van het BABE-concept.

Het gebruik van het retourslib van de waterlijn in de BABE-reactor heeft een aantal doelen:

1. het inkapselen van de nitrificerende organismen in de actiefslibvlokken, waardoor effectieve enting van de in de BABE geproduceerde nitrificeerders in de hoofdstroom kan plaatsvinden;
2. de koeling van de reactor; de warmte die wordt geproduceerd bij de nitrificatie en denitrificatie wordt gecompenseerd door het koelende effect van het retourslib waardoor koeling door warmte-wisselaars niet nodig is;
3. toevoegen van een koolstofbron voor de denitrificatie;
4. de aanvoer van extra alkaliniteit.

Het BABE-proces is door het gebruik van het retourslib geïntegreerd met de waterlijn. De verhouding tussen het rejectiewaterdebiet en het retourslibdebiet kan variëren tussen ongeveer 0,1 en 2. De benodigde hoeveelheid retourslib is afhankelijk van de benodigde koeling en koolstofbron.

De BABE-reactor kan op twee manieren worden uitgevoerd:

1. één reactor waarin afwisselend genitrificeerd en gedenitrificeerd wordt;
2. twee reactoren, één voor nitrificatie en één voor denitrificatie met interne recirculatie.

Het volume van de BABE-reactor wordt in principe bepaald door de stikstofvracht en de eisen aan de hoeveelheid ammonium en nitraat in de aflat. Het volume van de BABE-reactor kan worden verkleind door het drogestofgehalte in de BABE-reactor te verhogen. Het maximaal toelaatbare slibgehalte is afhankelijk van de SVI en de lengte van de bezinkfase. De bezinking

van het slib heeft echter niet volledig te zijn aangezien met de aflaat een deel van het slib meegevoerd dient te worden zodat enting van de hoofdstroom plaatsvindt.

### 2.3 Vergelijking rejectiewaterbehandelingsmethoden

In deze paragraaf zijn de verschillende rejectiewaterbehandelingstechnieken met elkaar vergeleken. De overige technieken zijn kort beschreven in bijlage 3.

In Tabel 2 zijn de verschillende technieken met elkaar vergeleken. Hierbij zijn op een kwalitatieve wijze (+ = gunstig, - = ongunstig) de verschillen aangegeven.

**Tabel 2**  
Vergelijking van BABE met andere rejectiewaterbehandelingstechnieken (referenties 8 t/m 16, 18, 19, 21)

|                           | chemisch-slibproductie | biologisch-slibproductie | chemicaliën-verbruik | energie-verbruik | eenvoud bedrijfsvoering | enteffect op waterlijn |
|---------------------------|------------------------|--------------------------|----------------------|------------------|-------------------------|------------------------|
| <i>Fysisch / chemisch</i> |                        |                          |                      |                  |                         |                        |
| Luchtstrippen             | -                      | +                        | -                    | +/-              | +/-                     | -                      |
| Stoomstrippen             | -                      | +                        | -                    | -                | -                       | -                      |
| MAP/CAFR                  | -                      | +                        | -                    | +                | -                       | -                      |
| <i>Biologisch</i>         |                        |                          |                      |                  |                         |                        |
| MBR                       | +                      | -                        | -                    | -                | +/-                     | -                      |
| Airlift                   | +                      | -                        | -                    | +/-              | +/-                     | -                      |
| SHARON                    | +                      | -                        | -                    | +/-              | +                       | -                      |
| SHARON / ANAMMOX          | +                      | -                        | +/-                  | +                | +                       | -                      |
| BABE                      | +                      | -                        | +/-                  | +/-              | +                       | +                      |

De fysisch/chemische processen hebben over het algemeen een hoge chemisch-slibproductie en chemicaliënverbruik. De chemische slibben kunnen mogelijk hergebruikt worden. Bij de biologische processen is met uitzondering van het SHARON/ANAMMOX- en het BABE-proces een C-bron dosering vereist om vergaande denitrificatie mogelijk te maken (afhankelijk van de samenstelling van het rejectiewater). Het BABE-proces levert een hoeveelheid nitrificeerders op, die bij terugvoer in de hoofdstroom een verdere reductie van de ammonium effluent-concentratie mogelijk maken. Het SHARON/ANAMMOX-proces heeft een lager energie-verbruik. De biologische slibproductie van zowel het SHARON, ANAMMOX als het BABE-proces zijn minimaal.

Welk type proces het meest aantrekkelijk is, is sterk afhankelijk van de specifieke omstandigheden en randvoorwaarden. Het BABE-proces zal met name interessant zijn indien:

- De nitrificatiecapaciteit van de rwzi onvolledig is en door het ent-effect van de BABE-reactor kan worden verhoogd waardoor de rwzi aan de effluenteisen kan voldoen;
- De denitrificatiecapaciteit van de rwzi onvoldoende is. Door de enting van nitrificeerders kan de verdeling nitrificatievolume/denitrificatievolume worden aangepast (minder nitrificatievolume en meer denitrificatievolume);
- Het vereiste nitrificatie- en denitrificatierendement van de rejectiewaterbehandeling hoog is;
- De rejectiewatertemperatuur hoog is, aangezien de BABE-reactor zelfkoelend is;
- Bij de realisatie van een centrale slibverwerkingsinrichting zal de stikstofbelasting op een een rwzi aanzienlijk toenemen. Het ent-effect van de BABE zal dan door de relatief hoge stikstofvracht in het rejectiewater zeer groot zijn.

### 3 OPZET PRAKTIJKPROEVEN

#### 3.1 Inleiding

Het praktijkonderzoek heeft plaats gevonden op de rwzi van Garmerwolde in Groningen. Deze rwzi is gekozen naar aanleiding van een uitgebreide selectieprocedure waarbij de volgende criteria zijn gehanteerd:

- een jaargemiddeld  $N_{kj}$ -gehalte van het effluent groter dan 10 mg N/l;
- rejectiewater aanwezig op de rwzi (warme slibgisting en indikking en/of ontwatering van het vergiste slib);
- plannen voor uitbreiding.

In dit hoofdstuk is allereerst een beschrijving gegeven van de rwzi Garmerwolde (paragraaf 3.2), waarbij onderscheid is gemaakt in waterlijn, sliblijn en slibbedrijf. De implementatie van de full-scale BABE-reactor op de rwzi Garmerwolde is beschreven in paragraaf 3.3. In paragraaf 3.4 is de opbouw en bedrijfsvoering van de BABE-reactor besproken. De opzet van het meetprogramma is weergegeven in paragraaf 3.5 en de bemonstering en toegepaste meetmethoden in paragraaf 3.6.

#### 3.2 Rwzi Garmerwolde

De rwzi van Garmerwolde wordt beheerd door het waterschap Noorderzijlvest (WS NZV). De rwzi van Garmerwolde is in 1979 in bedrijf genomen. De installatie verzorgt de zuivering van het rioolwater uit:

- de stad Groningen;
- een achttiental dorpen
- partijen afvalwater per vrachtwagen aangevoerd.

Tevens wordt slib en vet van derden aangevoerd en verwerkt in de slibgisting.

De riolering van de stad Groningen en de meeste dorpen hebben een gemengd stelsel. Om de piekafvoer af te vlakken zijn bij de rwzi twee bergingsbassins gebouwd.

De ontwerpcapaciteit van de rwzi is 300.000 inwonerequivalenten (i.e. à 136 gTZV) en de rwzi is alleen ontworpen voor BZV-verwijdering. De biologische ontwerpcapaciteit is als volgt:

- CZV-aanvoer : 40.110 kg/d
- BZV-aanvoer : 17.540 kg/d

De actuele belasting van de rwzi (ruim 200.000 i.e.) is lager dan de ontwerpbelasting mede omdat zich uiteindelijk minder industrie vestigde in het gebied. In Tabel 3 is een overzicht gegeven van de influent- en effluentgegevens, gemiddeld over 2000 en 2001.

In de paragrafen 3.2.1 en 3.2.2 worden de waterlijn en de sliblijn kort beschreven. Het ingediktslib uit de sliblijn wordt samen met extern-slib verder verwerkt in het zogenaamde slibbedrijf. Het slibbedrijf is beschreven in paragraaf 3.2.3.

Tabel 3

Influent en effluent gegevens rwzi Garmerwolde, 2000 t/m 2001

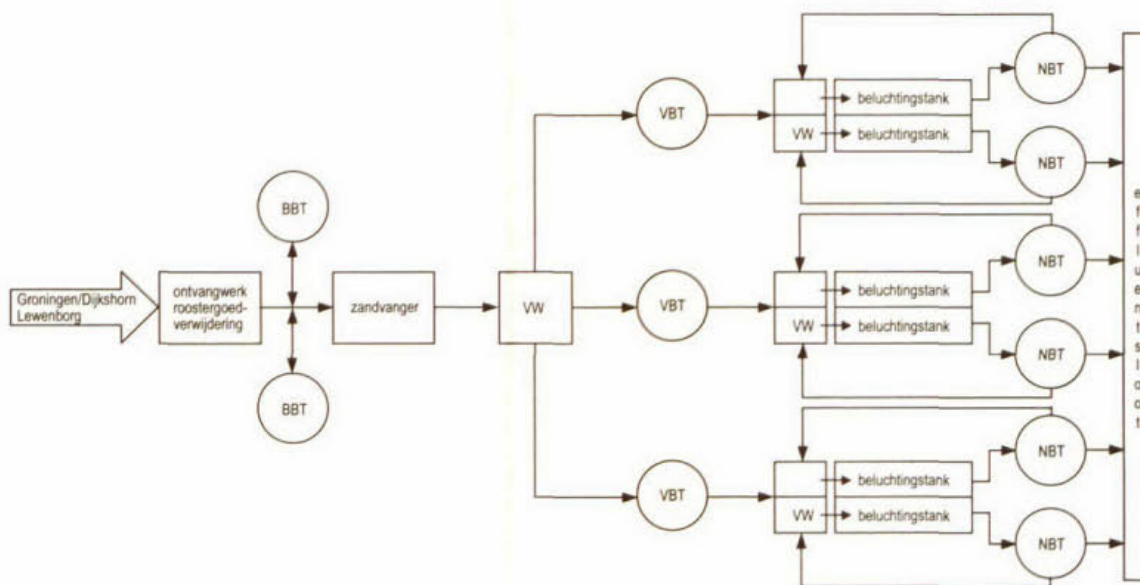
| parameter           | eenheid           | influent | effluent | rendement (%) |
|---------------------|-------------------|----------|----------|---------------|
| debiet              | m <sup>3</sup> /d | 69.400   | 69.400   | -             |
| CZV                 | mg/l              | 403      | 67       | 83            |
| BZV                 | mg/l              | 154      | 9,5      | 94            |
| N-kj                | mg/l              | 47       | 17,3     | 63            |
| NH <sub>4</sub> -N  | mg/l              | 33       | 14       | 58            |
| NO <sub>3</sub> -N  | mg/l              | -        | 9,3      | -             |
| N <sub>totaal</sub> | mg/l              | 47       | 27       | 43            |
| P-totaal            | mg/l              | 5,3      | 1,3      | 75            |
| zwevende stof       | mg/l              | 112      | 21       | 81            |

### 3.2.1 De waterlijn

De waterlijn van de rwzi van Garmerwolde bestaat uit de volgende onderdelen:

- ontvangwerk en roostergoed verwijdering;
- twee bergingsbassins;
- een zandvanger en een verdeelwerk;
- drie voorbezinktanks;
- drie verdeelwerken;
- zes parallelle beluchtingsbassins (elk 2520 m<sup>3</sup>);
- zes nabezinktanks en een effluentsloot.

Een schema van de waterlijn is opgenomen in Afbeelding 2.



Afbeelding 2  
Schema waterlijn rwzi



**Afbeelding 3**

**Foto van de waterlijn rwzi Garmerwolde (voorbezinktank 1, aëratietank 1a en 1b, nabezinktank 1a en 1b)**

Het influent wordt aangevoerd door middel van drie persleidingen. De grove delen en het zand worden verwijderd door middel van vuilroosters en een vlakke zandvanger. Vervolgens wordt het influent verdeeld over de drie voorbezinktanks. Na elke voorbezinktank wordt het voorbezonden influent vervolgens verdeeld over twee beluchtingsbassins. In de drie verdeelwerken na de drie voorbezinktanks wordt een aluminiumzout gedoseerd voor chemische defosfatering.

De zes beluchtingsbassins zijn compleet gescheiden actiefslibsystemen met elk een eigen nabezinktank en separate retourslibstromen. Per twee straten zijn twee rootsblowers opgesteld die de benodigde lucht leveren voor de twee straten. Een blower met vast toerental en een blower met een regelbaar toerental (frequentie geregeld). De beluchting wordt gestuurd op basis van één zuurstofmeter in één van de twee beluchtingsbassins. De verdeling van de lucht wordt handmatig geregeld via vier afsluiters. In de beluchtingstanks wordt zuurstof ingebracht door middel van brandolbeluchtingselementen op de bodem van de tank. De eerste helft van elke tank bevat 60% van de elementen, het tweede 40%.



**Afbeelding 4**

**Foto van Aëratietanks 1a (rechts) en 1b (links) rwzi Garmerwolde**

Vanuit de elke beluchtingstank stroomt het slib/water-mengels naar een nabezinktank. Het bezonden slib wordt door middel van een retourslibvijzel teruggebracht naar de beluchtingstank.

### 3.2.2 De sliblijn

Het primair slib en het surplusslib wordt ingedikt in een tweetal voorindikkers. Vanuit deze voorindikkers wordt het slib naar de twee slibgistingstanks verpompt, waar het anaëroob gestabiliseerd wordt.

Naast het eigen slib van de rwzi Garmerwolde wordt ook slib van de rwzi Delfzijl, het zuiveringslib van een aantal bedrijven en het interne en externe vet, in de gisting verwerkt (zie Tabel 4).

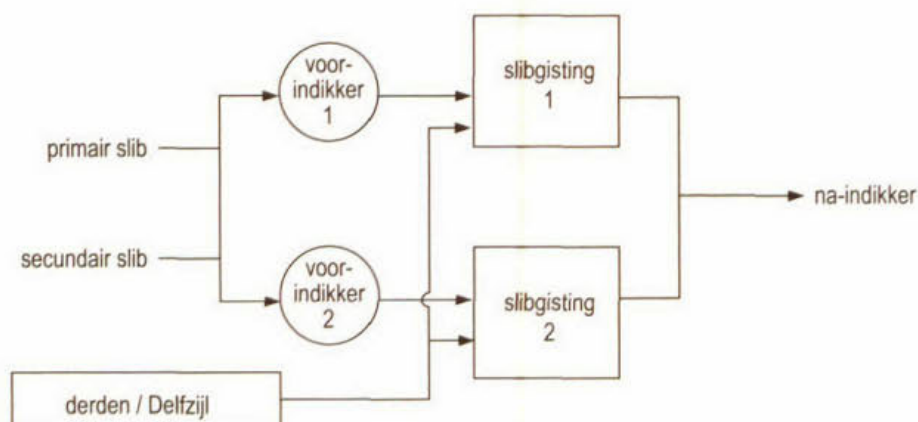
**Tabel 4**

**Slibproductie rwzi Garmerwolde 1997 (bron: programma van eisen, aanpassing rwzi Garmerwolde)**

| parameter                         | kg DS/dag | m <sup>3</sup> /dag |
|-----------------------------------|-----------|---------------------|
| primair slib Garmerwolde          | 10.603    | 259                 |
| spuislib Garmerwolde              | 8.767     | 219                 |
| aanvoer extern slib               | 13.274    | 368                 |
| uitgelist slib afvoer Garmerwolde | 13.958    | 500                 |

De gistingstank worden door gasinblazing gemengd. Het gistingsgas wordt opgeslagen in de gashouder en vervolgens aangewend in een WKK-installatie (gasmotoren). Via slibrecirculatie door een warmtewisselaar worden de gistingstanks op temperatuur gehouden.

Een schema van de sliblijn is opgenomen in Afbeelding 5.



**Afbeelding 5**

**Schema sliblijn rwzi Garmerwolde**

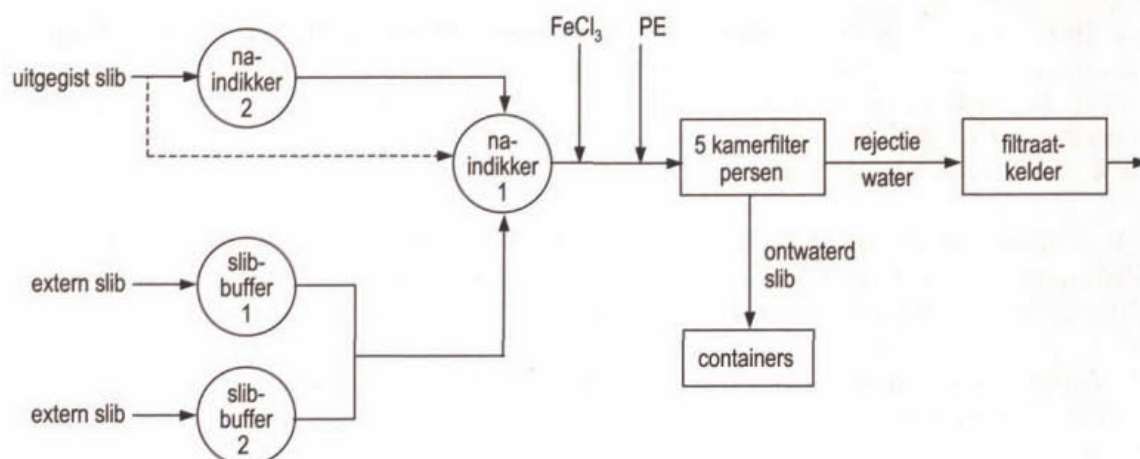
### 3.2.3 Het slibbedrijf

Het slib van alle rwzi's in de provincie Groningen, die bij de waterschappen Noorderzijlvest en Hunze & Aa's in beheer zijn, wordt op de rwzi van Garmerwolde ontwaterd.

Dit externe slib wordt in twee slibbuffers opgevangen. Het uitgestoste slib van de rwzi Garmerwolde zelf en het externe slib wordt vermengd en ontwaterd middels kamerfilterpersen (zie Afbeelding 7). De verhouding intern : extern slib is over het algemeen 1 : 1.

In de aanvoerleiding naar de kamerfilterpersen wordt polymeer en ijzerchloride gedoseerd.

Een schema van het slibbedrijf is opgenomen in Afbeelding 6.



**Afbeelding 6**  
**Schema slibbedrijf rwzi Garmerwolde**



**Afbeelding 7**  
**Foto van de kamerfilterpersen van het slibbedrijf van de rwzi Garmerwolde**

### 3.3 Implementatie full-scale BABE-reactor op rwzi Garmerwolde

De rwzi van Garmerwolde bestaat uit meerdere identieke gescheiden actiefslib systemen. Hierdoor is het mogelijk een BABE-straat en twee referentiestraten te creëren voor het praktijk-onderzoek, namelijk:

1. een actiefslibstelsysteem waarop een BABE-reactor is aangesloten;
2. een actiefslibstelsysteem zonder rejectiewater (kan worden gezien als een systeem met rejectiewaterbehandeling zonder ent-effect);
3. een actiefslibstelsysteem met onbehandeld rejectiewater.

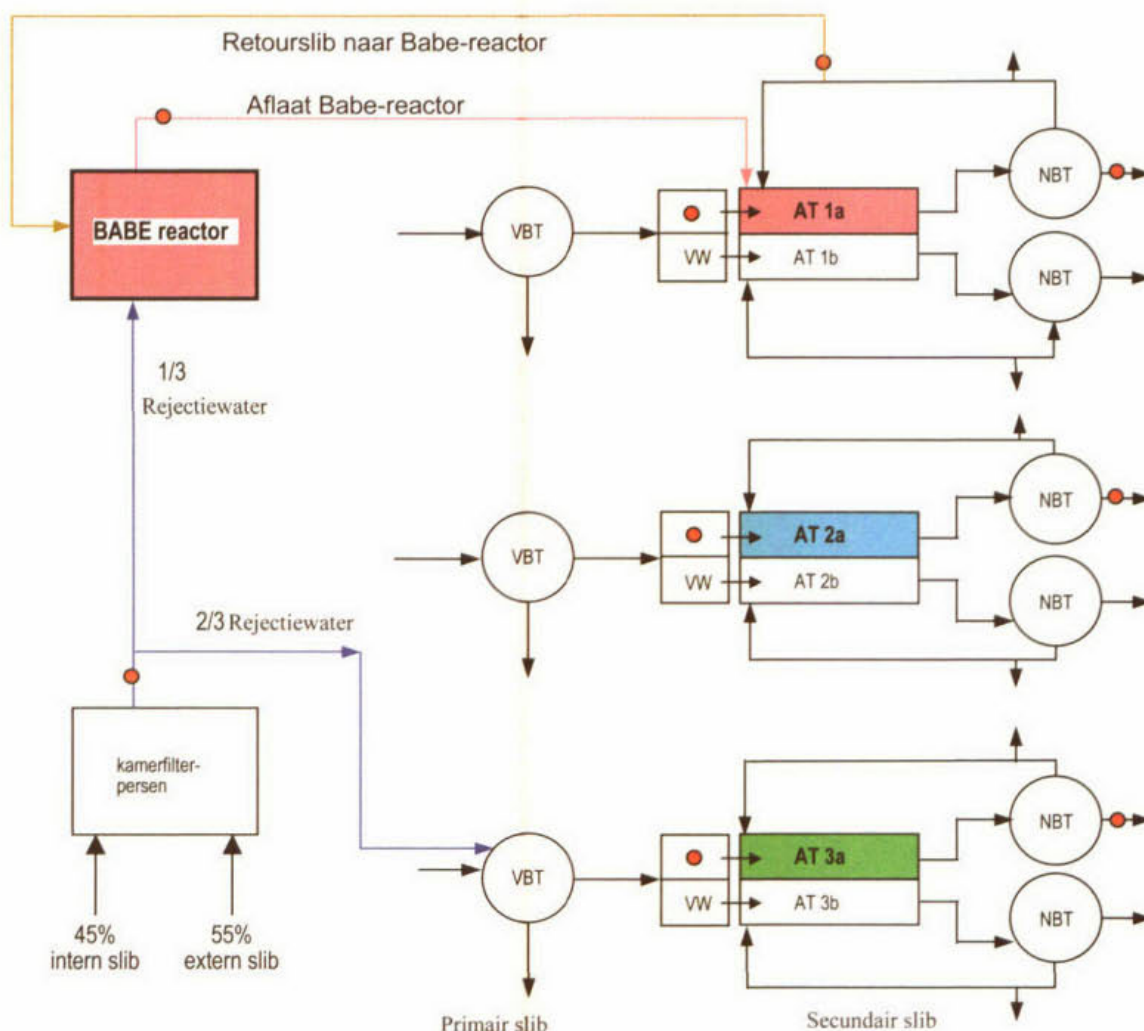
Bovengenoemde situatie is bewerkstelligd door 1/3 deel van het rejectiewater in de BABE te behandelen en de BABE-reactor te koppelen aan één van de zes beluchtingsbassins, AT1a. Vervolgens is de rest van het rejectiewater, 2/3 deel, verpompt naar voorbezinktank 3 waar het vervolgens verdeeld wordt over twee beluchtingsbassins, AT3a en AT3b. De overige drie beluchtingsbassins, AT1b, AT2a en AT2b, ontvangen geen rejectiewater.

Het rejectiewater van Garmerwolde bevat een relatief lage stikstofconcentratie (ca. 500 mgN/l) omdat de helft van het ontwaterde slib niet vergist is. Hierdoor is ook de temperatuur lager,

ca. 10°C. Door 1/3 deel van het rejectiewater te behandelen in de BABE-reactor en vervolgens te koppelen aan 1/6 deel van het beluchtingsvolume is de potentiële ent aan nitrificeerders vanuit de BABE-reactor ongeveer gelijk aan een twee keer hogere stikstofconcentratie in het rejectiewater (zoals in de toekomst op rwzi Garmerwolde het geval zal zijn wanneer ook het externe slib zal worden vergist).

De prestaties van de straten 1a, 2a en 3a worden gevolgd. Het effluent van deze straten wordt debietproportioneel bemonsterd. Tevens zijn deze straten voorzien van zuurstofmeters zodat de beluchting wordt gestuurd op basis van deze proefstraten.

In Afbeelding 8 is weergegeven hoe bovengenoemde actiefslibsystemen zijn gecreëerd op de rwzi van Garmerwolde.



Afbeelding 8

De situatie op de rwzi van Garmerwolde tijdens de praktijkproeven. De rode stippen markeren de plaatsen waar 24-uurs verzamelmonsters zijn genomen.

Voor het onderzoek is het van belang dat de straten 1a, 2a en 3a gelijk zijn ten aanzien van:

- A. verdeling influent;
- B. beluchting;
- C. drogestofgehalte;
- D. slibleeftijd.

Ad A.

Het influent wordt na de zandvanger verdeeld over drie voorbezinktanks. Vervolgens wordt het na elke voorbezinktank verdeeld over twee straten. De verdeling van het influent over de straten is geregeld (minimaal drie keer per week) gecontroleerd door de overstorthoogten te meten bij de verdeelwerken voor de beluchtingsbassins. Op basis van deze metingen kon, indien nodig, de verdeling van het influent worden bijgesteld, dusdanig dat de belasting van de drie proefstraten 1a, 2a en 3a gelijk was.

Ad. B.

Vanwege de propstroming hebben de bassins een oplopende zuurstofconcentratie. Om het zuurstofprofiel van de bassins zo gelijk mogelijk te houden is dagelijks het profiel gemeten over de bassins. Indien nodig is doormiddel van afsluiters in de beluchtingsleidingen het profiel aangepast. De zuurstofsetpoints zijn continu voor alle bassins gelijk geweest.

De zuurstofmeters waarop de beluchting wordt gestuurd hangen op 50 meter (de totale lengte van elk bassin is 70 meter en de breedte 8 meter). De aanwijzing van de zuurstofmeters in de bassins is dagelijks gecontroleerd met een handmeter. Daarnaast zijn de meters wekelijks schoon gemaakt en gekalibreerd.

Ad. C en D.

Het drogestofgehalte en de slibleeftijd zijn van belang voor de proeven. Daarom is veel aandacht besteedt aan het spuiregime van de zuivering. Desondanks bleek het gezien de configuratie van de zuivering, niet gemakkelijk om het drogestofgehalte en de slibleeftijd gelijk te houden. Daarom is er veel aandacht besteedt aan het meten van het drogestofgehalte en de slibleeftijd. De slibleeftijd is berekend via de fosfaatbalans:

$$P\text{-spui} [\text{kgP}/\text{dag}] = P\text{-infl} [\text{kgP}/\text{m}^3] * Q\text{-infl} [\text{m}^3/\text{dag}] - P\text{-effl} [\text{kgP}/\text{m}^3] * Q\text{-effl} [\text{m}^3/\text{dag}] \quad (3.1a)$$

$$Spui [\text{kgDS}/\text{dag}] = P\text{-spui} [\text{kgP}/\text{dag}] / P\text{-slib} [\text{kgP}/\text{kgDS}] \quad (3.1b)$$

$$Slibleeftijd [\text{dagen}] = (DS\text{-AT} [\text{kg}/\text{m}^3] * Volume\text{-AT} [\text{m}^3]) / Spui [\text{kgDS}/\text{dag}] \quad (3.1c)$$

Dit is de meest geschikte methode voor rwzi Garmerwolde. Op de rwzi van Garmerwolde wordt het slib namelijk gespuid via overstorten. Dit maakt het bepalen van het debiet per straat gecompliceerd en onbetrouwbaar. Daarnaast is het drogestofgehalte van het retourslib variabel over de dag.

### 3.4 De BABE-reactor

Voor de praktijkproef is na-indikker 2 met een volume van 1250 m<sup>3</sup>, als volgt omgebouwd tot BABE-reactor:

- een bellenbeluchtingsinstallatie is aangebracht met membraanbeluchtingselementen en een blowerinstallatie;
- een onderwatermenger is geplaatst;
- een in hoogte verstelbare aflaatpomp is in de reactor gehangen;

- leidingen zijn omgelegd: een rejectiewaterleiding met regelbare afsluiter naar de BABE-reactor, een aanvoerleiding van retourslib van AT1a naar de BABE-reactor en een afvoerleiding van de BABE-reactor naar AT1a.

In bijlage 1 is het proces- en instrumentatiediagram van de BABE-reactor opgenomen (de P&ID).

In Tabel 5 zijn de belangrijkste dimensies en capaciteiten van de BABE-reactor weergegeven.

**Tabel 5**  
**Dimensionering BABE-reactor**

| Parameter                       | eenheid            | waarde        |
|---------------------------------|--------------------|---------------|
| volume                          | m <sup>3</sup>     | 1.250         |
| diepte                          | m                  | 4,1 – 4,3     |
| diameter                        | m                  | 19,2          |
| oppervlakte                     | m <sup>2</sup>     | 289           |
| beluchtingscapaciteit           | Nm <sup>3</sup> /h | 1.000 – 1.800 |
| aanvoerpomp retourslib uit AT1a | m <sup>3</sup> /h  | max. 25       |
| aflaatpomp                      | m <sup>3</sup> /h  | max. 120      |



**Afbeelding 9**  
**Foto's van onderdelen van de BABE-reactor op rwzi Garmerwolde**



**Afbeelding 10**  
**Overzichtsfoto van de BABE-reactor op rwzi Garmerwolde**

#### *Besturing van de BABE-reactor*

De BABE-reactor wordt Batch-gewijs bedreven. Eén batch-cyclus bevat de volgende fasen:

1. beluchten;
2. mengen;
3. nabeluchten;
4. bezinken;
5. aflaten.

Het "vullen" van de reactor met rejectiewater en retourslib vindt discontinu in alle fasen plaats.

In fase 1 en 3 vindt nitrificatie plaats en in de fasen 2, 4 en 5 denitrificatie. In deze proefopzet is het hoofddoel van de denitrificatie, pH-correctie en niet NO<sub>x</sub>-verwijdering. Het nabeluchten is een optionele fase. Alle fasen, behalve fase 5, zijn in tijd instelbaar. Ook kan bij elke fase een maximaal niveau worden aangegeven zodat het niveau in de BABE-reactor niet te hoog wordt bij hoge rejectiewateraanvoer. Tijdens de beluchte fase wordt de beluchting uitgeschakeld indien de pH lager wordt dan een instelbare minimale pH.

De kamerfilterpersen worden op werkdagen gemiddeld 18 uur per dag bedreven. De BABE-reactor wordt dus op werkdagen 18 uur per dag gevoed met rejectiewater. Bufferen van het rejectiewater is vanwege de "robuustheid" van het BABE-proces niet nodig. Het rejectiewater wordt discontinu naar de BABE-reactor verpompt, afhankelijk van het bedrijf van de kamerfilterpersen (niet afhankelijk van de batch-fase van de BABE-reactor). De twee (bestaande) afvoerpompen van het rejectiewater hebben een aan/uit regeling op basis van de niveaumeting in de rejectiewaterkelder.

Het retourslibdebiet wordt geregeld op basis van het rejectiewaterdebiet. In de besturing kan een gewenste verhouding tussen het rejectiewaterdebiet en het retourslibdebiet worden ingegeven. Tevens kan worden aangegeven in welke batch-fase de retourslibpomp mag draaien. Dit zal met name tijdens de denitrificerende fasen zijn (fasen 2, 4 en 5).

De aflatpomp wordt geregeld op basis van grenswaarden van de niveaumeting in de reactor. De beluchting wordt gestuurd op basis van het zuurstofsignaal en een instelbare setpoint. In het besturingssysteem wordt aangegeven in welke fase de menger in bedrijf moet zijn.

### 3.5 Opzet van het onderzoek

Voor het onderzoek zijn op de rwzi Garmerwolde drie situaties gecreëerd. Het voornaamste doel van het onderzoek was het vergelijken van de drie verschillende straten.

Straat 1a: een actiefslibstelsysteem met een geïntegreerde BABE-reactor;

Straat 2a: een actiefslibstelsysteem zonder rejectiewater (kan worden gezien als een systeem met rejectiewaterbehandeling zonder ent-effect);

Straat 3a: een actiefslibstelsysteem met onbehandeld rejectiewater.

Op basis van deze indeling kunnen de twee belangrijkste doelen van de BABE-reactor, stikstofverwijdering en enting, apart worden gekwantificeerd:

- Vergelijking van referentiestraat 2a met de referentiestraat 3a toont aan wat het effect is van rejectiewaterbehandeling (stikstofverwijdering) op de effluentkwaliteit;
- Vergelijking van straat 1a met referentiestraat 3a toont aan wat het effect is van de enting met nitrificeerders in de waterlijn, op de effluentkwaliteit.

In eerste week van januari 2002 is de BABE-reactor opgestart. Door bevrozing van enkele leidingstukken en mechanische problemen met de afslaatpomp heeft de opstart tot medio februari geduurd.

In maart en april is de bedrijfsvoering van rwzi regelmatig verstoord geweest. Door lichtslibproblemen moest straat 2a en 2b uit bedrijf worden genomen en opnieuw worden geënt. Door deze verstoring zijn de drie straten niet gelijk belast geweest en zijn de resultaten niet vergelijkbaar (zie paragraaf 3.3. Ad. C en D).

Vanaf medio mei tot en met juni zijn de omstandigheden op de rwzi goed geweest. De drie straten zijn in deze periode goed onderling vergelijkbaar. De resultaten van deze periode worden in dit rapport besproken. Begin juli zijn de praktijkproeven volgens planning gestopt.

In Tabel 6 zijn de Batch instellingen tijdens de onderzoeksperiode weergegeven.

**Tabel 6**  
**Batch fasen BABE-reactor (in minuten)**

| Fase                                     | proces         | 13 mei – 12 juni | 13 juni – 20 juni | 21 juni – 28 juni |
|------------------------------------------|----------------|------------------|-------------------|-------------------|
| Beluchten                                | nitrificatie   | 25               | 55                | 20                |
| Mengen                                   | denitrificatie | 23               | 20                | 20                |
| Nabeluchten                              | nitrificatie   | 20               | 20                | 20                |
| Bezinken                                 | denitrificatie | 7                | 9                 | 9                 |
| Aflaten                                  | denitrificatie | 18               | 25                | 25                |
| Totaal                                   |                | 93               | 129               | 94                |
| Verhouding beluchte/onbeluchte fasen [-] |                | 0,94             | 1,38              | 0,74              |

### 3.6 Bemonstering en meetmethoden

Voor het nauwkeurig volgen van de drie straten zijn op de volgende plaatsen 24-uurs monstername-apparaten (zie ook afbeelding 8):

1. voorbezinktank straat 1;
2. voorbezinktank straat 2;
3. voorbezinktank straat 3;
4. effluent AT 1a;
5. effluent AT 2a;
6. effluent AT 3a;
7. rejectiewater;
8. retourslib naar de BABE-reactor;
9. aflat van de BABE-reactor.

De monstername-apparaten 1 tot en met 7 worden debietproportioneel aangestuurd. Monstername-apparaten 8 en 9 nemen monsters als respectievelijk de retourslibpomp of de aflatpomp in bedrijf is. De temperatuur in de monstername-apparaten is  $\pm 4^{\circ}\text{C}$ . In Afbeelding 8 zijn de plaatsen van de monstername-apparaten rode stippen gemarkeerd.

De analyses zijn uitgevoerd middels Dr. Lange cuvettesten.



## 4 EVALUATIE PRAKTIJKRESULTATEN

### 4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de periode 13 mei tot en met 28 juni 2002 besproken. In deze periode hebben geen verstoringen plaats gevonden. De drie proefstraten zijn onderling goed vergelijkbaar.

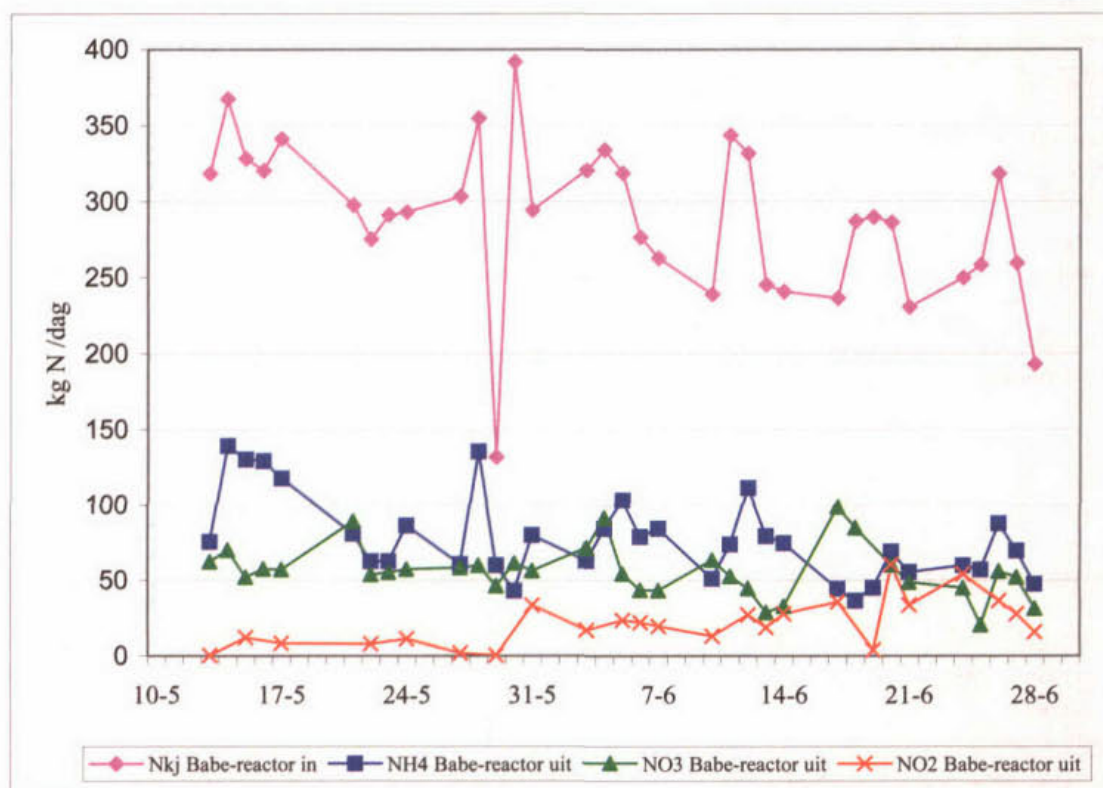
In paragraaf 4.2 worden de resultaten van de BABE-reactor besproken. De enting van nitrificerders uit de BABE-reactor in de waterlijn van de rwzi zorgt voor een verbetering van de effluentkwaliteit en voor een hogere nitrificatiesnelheid van het actiefslib. Dit wordt respectievelijk besproken in paragraaf 4.3 en 4.4.

Het ent-effect van de BABE-reactor is visueel zichtbaar gemaakt door DGGE en FISH analyses van het actiefslib, zie hiervoor paragraaf 4.5. Een overzicht van de conclusies van de praktijkproeven is opgenomen in paragraaf 4.6.

### 4.2 De BABE-reactor

#### 4.2.1 Stikstofverwijdering

In Tabel 7 op de volgende bladzijde is een overzicht gegeven van de resultaten van de BABE-reactor. De resultaten zijn een gemiddelde over de periode 13 mei tot en met 28 juni 2002. In deze tabel staan de gemiddelde vrachten naar de BABE-reactor vanuit het rejectiewater en het retourslib en de gemiddelde aflatvrachten. In Afbeelding 11 zijn de dagelijkse vrachten weergegeven.



Afbeelding 11  
Stikstofvrachten de BABE-reactor in en uit

Tabel 7

Gegevens BABE-reactor, gemiddelden over de periode 13 mei tot en met 28 juni 2002

| parameter                              | eenheid                 | waarde        |            |
|----------------------------------------|-------------------------|---------------|------------|
| <b>Belasting BABE-reactor:</b>         |                         | rejectiewater | retourslib |
| debiet                                 | m <sup>3</sup> /werkdag | 553           | 305 *      |
| N-kj                                   | mg/l                    | 522           |            |
| NH <sub>4</sub> -N                     | mg/l                    | 456           | 5,2        |
| NO <sub>3</sub> -N                     | mg/l                    | 2,8           | 19,2       |
| NO <sub>2</sub> -N                     | mg/l                    | 0,9           | 1,5        |
| CZV                                    | mg/l                    | 574           |            |
| zwevende stof                          | mg/l                    | 100           |            |
| P-totaal                               | mg/l                    | 2,8           | 0,9        |
| pH                                     | -                       | 6,8 – 7,2     | 6,8 – 7,2  |
| alkaliniteit                           | mmol/l                  | 24            | ca. 4      |
| N-kj                                   | kg/dag                  | 293           |            |
| NH <sub>4</sub> -N                     | kg/dag                  | 251           | 1,7        |
| NO <sub>3</sub> -N                     | kg/dag                  | 1,6           | 7,2        |
| NO <sub>2</sub> -N                     | kg/dag                  | 0,3           | 0,5        |
| CZV                                    | kg/dag                  | 349           |            |
| zwevende stof                          | kg/dag                  | 41            |            |
| P-totaal                               | kg/dag                  | 1,7           | 0,3        |
| <b>BABE-reactor:</b>                   |                         |               |            |
| volume                                 | m <sup>3</sup>          | 1.200-1.300   |            |
| DS (droge-stof)                        | g/l                     | 6,4           |            |
| OS (organische-stof)                   | g/l                     | 3,4           |            |
| temperatuur                            | °C                      | 23            |            |
| <b>Retourslib:</b>                     |                         |               |            |
| retourslibdebiet / rejectiewaterdebiet | op werkdagen            | 0,53 *        |            |
| DS (droge-stof)                        | g/l                     | 8,8           |            |
| OS (organische-stof)                   | g/l                     | 5,4           |            |
| <b>Aflaat BABE-reactor:</b>            |                         |               |            |
| NH <sub>4</sub> -N                     | mg/l                    | 86            |            |
| NO <sub>3</sub> -N                     | mg/l                    | 61            |            |
| NO <sub>2</sub> -N                     | mg/l                    | 25            |            |
| N-totaal                               | mg/l                    | 172           |            |
| CZV                                    | mg/l                    | 156           |            |
| DS (droge-stof)                        | g/l                     | 4,0           |            |
| OS (organische-stof)                   | g/l                     | 2,2           |            |
| NH <sub>4</sub> -N                     | kg/dag                  | 78            |            |
| NO <sub>x</sub>                        | kg/dag                  | 77            |            |
| CZV                                    | kg/dag                  | 178           |            |
| DS (droge-stof)                        | kg/dag                  | 3.829         |            |
| OS (organische-stof)                   | kg/dag                  | 2.053         |            |
| <b>Rendement BABE-reactor:</b>         |                         |               |            |
| nitrificatie                           | %                       | 74            |            |
| denitrificatie                         | %                       | 66 ^          |            |
| <b>Omgezet in de BABE-reactor:</b>     |                         |               |            |
| genitrificeerd                         | kg/dag                  | 213           |            |
| gedenitrificeerd                       | kg/dag                  | 140           |            |

\* In het weekend als er geen rejectiewateraanvoer is, draait de retourslibpomp op een constant debiet van 145 m<sup>3</sup>/dag.^ Het denitrificatierendement is berekend uit de NO<sub>x</sub>-vracht naar de BABE-reactor, de gevormde hoeveelheid NO<sub>x</sub> in de BABE-reactor en de NO<sub>x</sub>-vracht in de aflaat van de BABE-reactor.

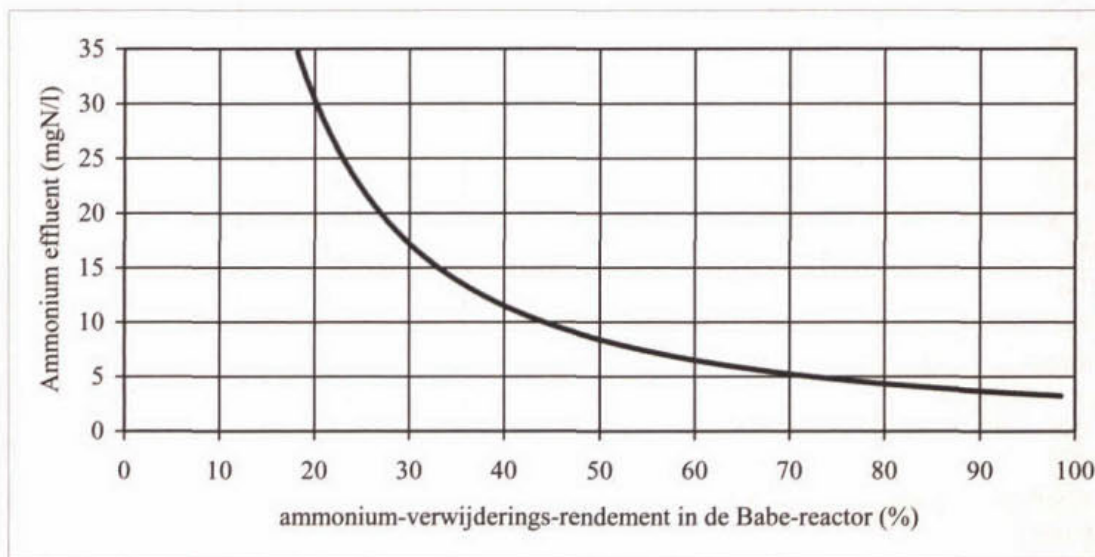
#### 4.2.2 pH-regeling

Met de opzet van de proeven is in eerste instantie gekozen voor pH-correctie met behulp van denitrificatie. Correctie van de pH is nodig omdat tijdens nitrificatie per 1 mol ammonium, 2 mol  $H^+$  wordt geproduceerd. Bij denitrificatie wordt vervolgens per 1 mol nitraat weer 1 mol  $H^+$  verbruikt (zie bijlage 2).

Over het algemeen is de alkaliniteit van rejectiewater (in mol/l) gelijk aan of hoger dan de hoeveelheid ammonium (in mol/l). In dat geval zou de BABE-reactor niet verzuren als (een deel van) het gevormde nitraat wordt gedenitrificeerd. Echter, de alkaliniteit van het rejectiewater van de slibverwerking van Garmerwolde is relatief laag, ca. 0,65 mol alkaliniteit per 1 mol ammonium. Zelfs bij volledige denitrificatie zou onvoldoende  $H^+$  kunnen worden gebufferd met als gevolg verzuring van de BABE-reactor.

De relatief lage alkaliniteit van het rejectiewater wordt veroorzaakt door de dosering van ijzerchloride in de slibverwerking (de ijzerchloride wordt gedoseerd ten behoeve van het 'loslaten van de slibkoek' van de zeefdoeken). Het ijzer-ion slaat met carbonaationen neer waardoor de buffercapaciteit van het rejectiewater lager wordt. Uit alkaliniteitsbepalingen voor en na de ijzerchloridedosering is gebleken dat ca. 45% van de alkaliniteit wordt weggenomen door de ijzerchloridedosering. Het effect van de lage alkaliniteit is middels massabalansen in beeld gebracht in bijlage 6.

Om de buffercapaciteit in de BABE-reactor te verhogen is medio april gestart met de dosering van kalk (het plaatsen van een loogdoseerinstallatie was op korte termijn niet mogelijk). De kalkdosering werd handmatig gestuurd op een nitrificatierendement van 80%. Een hoger rendement was ook haalbaar geweest door meer kalk te doseren (meer kosten). Echter, uit modelsimulaties is gebleken dat het positieve effect van de ent op de waterlijn nauwelijks groter wordt boven een nitrificatierendement van 80% (zie Afbeelding 12). In de praktijk is het gemiddelde nitrificatierendement iets lager geworden (70%).



Afbeelding 12

Simulatiere resultaten: de relatie tussen het nitrificatierendement in de BABE-reactor en de ammonium-concentratie in het effluent van AT1a, rwzi Garmerwolde (zie paragraaf 5.2 Opzet simulaties rwzi Garmerwolde).

### 4.3 BABE-effect op effluentkwaliteit

#### 4.3.1 Bedrijfsvoering

Omdat de proefperiode in de zomermaanden mei en juni viel en de temperaturen dus relatief hoog zijn, vindt nitrificatie in alle drie de straten plaats. De rwzi heeft geen denitrificatiezone en een beperkte terugvoer van nitraat. De nitraatconcentraties nemen daardoor sterk toe en denitrificatie in de nabezinktank trad regelmatig op. Het risico van slibuitspoeling was daardoor zeer groot. Om dit te voorkomen is tijdens de proefperiode het drogestofgehalte zo laag mogelijk gehouden. Omdat de capaciteit van de slibverwerking beperkend was, is verder slibuitspoeling voorkomen door de beluchting te verlagen en daarmee de nitrificatie (en indirect de denitrificatie in de nabezinktank) direct te remmen. Met andere woorden zodra slibuitspoeling dreigde op te treden (vaak 's middags), zijn de beluchtingssetpoints tijdelijk verlaagd. De zuurstofsetpoints van alle straten waren altijd gelijk om de straten onderling vergelijkbaar te houden. Deze bedrijfsvoering van de rwzi verklaart de dagelijkse wisselende ammoniumconcentraties in het effluent. De verschillen tussen de straten blijven echter zichtbaar.

#### 4.3.2 Resultaten

In Tabel 8 is een overzicht gegeven van de resultaten van de waterlijn. De resultaten zijn een gemiddelde over de periode 13 mei tot en met 28 juni 2002. In deze periode hebben geen verstoringen plaatsgevonden.

**Tabel 8**

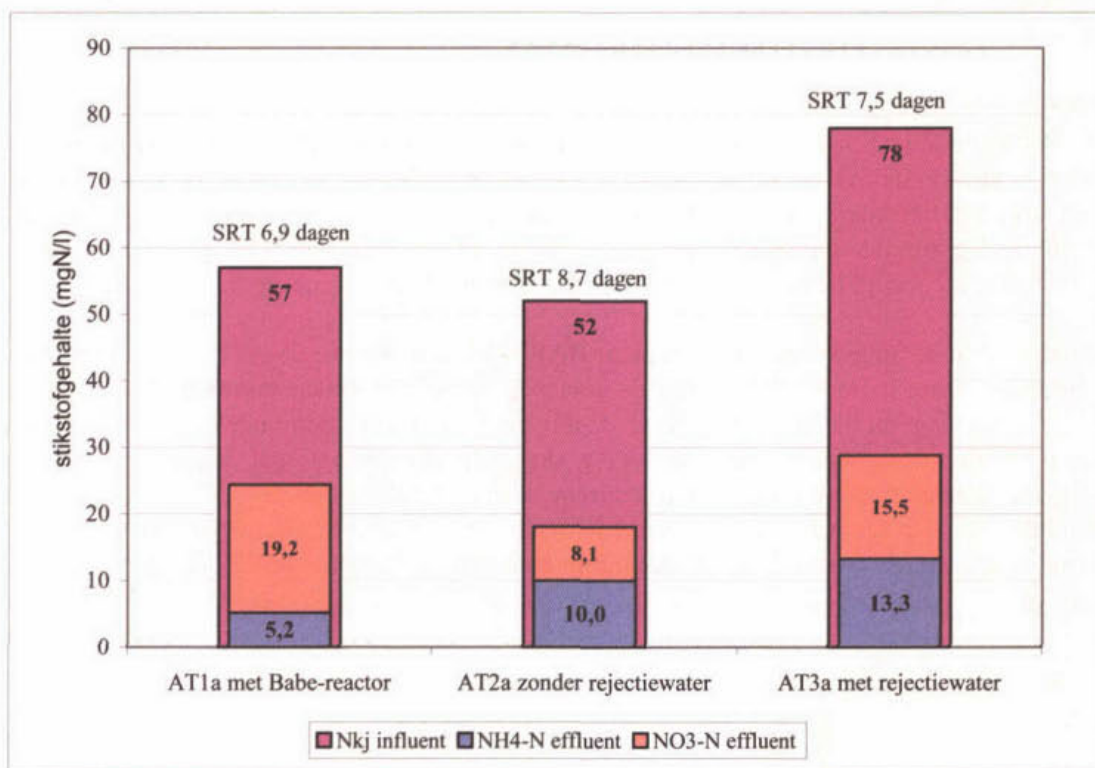
**Gemiddelde influent, beluchtingsbassins (AT's) en effluent gegevens over de periode 13 mei t/m 28 juni 2002**

| parameter                       | eenheid             | AT1a<br>met BABE-reactor | AT2a<br>geen rejectiewater | AT3a<br>met rejectiewater |
|---------------------------------|---------------------|--------------------------|----------------------------|---------------------------|
| <b>Belasting AT's:</b>          |                     |                          |                            |                           |
| debiet                          | m <sup>3</sup> /dag | 10.740                   | 10.365                     | 10.337                    |
| Nkj                             | mg/l                | 57                       | 52                         | 78                        |
| NH <sub>4</sub> -N              | mg/l                | 38                       | 32                         | 56                        |
| NO <sub>3</sub> -N              | mg/l                | 7,3                      | 0,5                        | 0,9                       |
| CZV                             | mg/l                | 283                      | 263                        | 263                       |
| Nkj                             | kg/dag              | 616                      | 545                        | 808                       |
| NH <sub>4</sub> -N              | kg/dag              | 409                      | 328                        | 582                       |
| NO <sub>3</sub> -N              | kg/dag              | 78                       | 4,9                        | 8,9                       |
| CZV                             | kg/dag              | 3.032                    | 2.723                      | 2.718                     |
| <b>AT's:</b>                    |                     |                          |                            |                           |
| slibleeftijd                    | dagen               | 6,9                      | 8,7                        | 7,5                       |
| droge stof                      | g/l                 | 4,2                      | 3,9                        | 4,3                       |
| organische stof                 | g/l                 | 2,6                      | 2,6                        | 2,9                       |
| temperatuur                     | °C                  | 17,9                     | 17,5                       | 17,9                      |
| SVI                             | ml/gDS              | 100                      | 117                        | 90                        |
| nitrificatiecapaciteit          | mgN/gOS/d           | 104                      | 65                         | 87                        |
| <b>Effluent:</b>                |                     |                          |                            |                           |
| NH <sub>4</sub> -N              | mg/l                | 5,2                      | 9,9                        | 13,3                      |
| NO <sub>3</sub> -N <sup>#</sup> | mg/l                | 19,2                     | 8,1                        | 15,5                      |
| NO <sub>2</sub> -N <sup>#</sup> | mg/l                | 1,5                      | 2,4                        | 2,2                       |
| N-totaal <sup>#</sup>           | mg/l                | 25,9                     | 20,4                       | 31,0                      |

<sup>#</sup> De rwzi van Garmerwolde is niet uitgelegd voor denitrificatie

Het influentdebiet en de organische vuillast naar de drie straten is gelijk. De stikstofbelasting is verschillend omdat AT1a effluent van de BABE-reactor ontvangt waarin nog ammonium en nitraat aanwezig is en AT 3a rejectiewater ontvangt.

In Afbeelding 13 zijn de gemiddelde influent- en effluentconcentraties van de verschillende straten weergegeven.



**Afbeelding 13**

De stikstofconcentraties in het influent en effluent van de drie verschillende AT's (SRT = slijbleeftijd)

Dat rejectiewaterbehandeling een positief effect heeft op de ammoniumconcentratie in het effluent is te zien aan de lagere ammoniumconcentratie in AT2a t.o.v. AT3a. Het extra effect van de enting van nitrificerende bacteriën is vervolgens te zien aan de nog lagere ammoniumconcentratie in het effluent van AT1a t.o.v. AT2a. De stikstofbelasting van AT1a is 13% hoger dan de referentiestraat AT2a. Ondanks deze hogere belasting, en de substantieel lagere SRT (slijbleeftijd), is de ammoniumconcentratie in het effluent lager.

Het verloop van de ammonium- en nitraatconcentratie in het effluent gedurende de proefperiode is weergegeven in bijlage 4.

In Tabel 9 zijn de genitrificeerde en gedenitrificeerde vrachten per straat weergegeven. In AT2a zonder rejectiewater is de genitrificeerde vracht lager dan in AT3a met rejectiewater. De stikstofvracht van AT3a is namelijk hoger waardoor meer nitrificeerders in het actiefslib kunnen groeien (zie ook paragraaf 4.4).

De genitrificeerde vracht in AT1a is hoger dan in AT2a, deels door de iets hogere stikstofvracht en grotendeels door de ent van nitrificeerders uit de BABE-reactor (zie voor een onderbouwing paragraaf 4.4).

Tabel 9

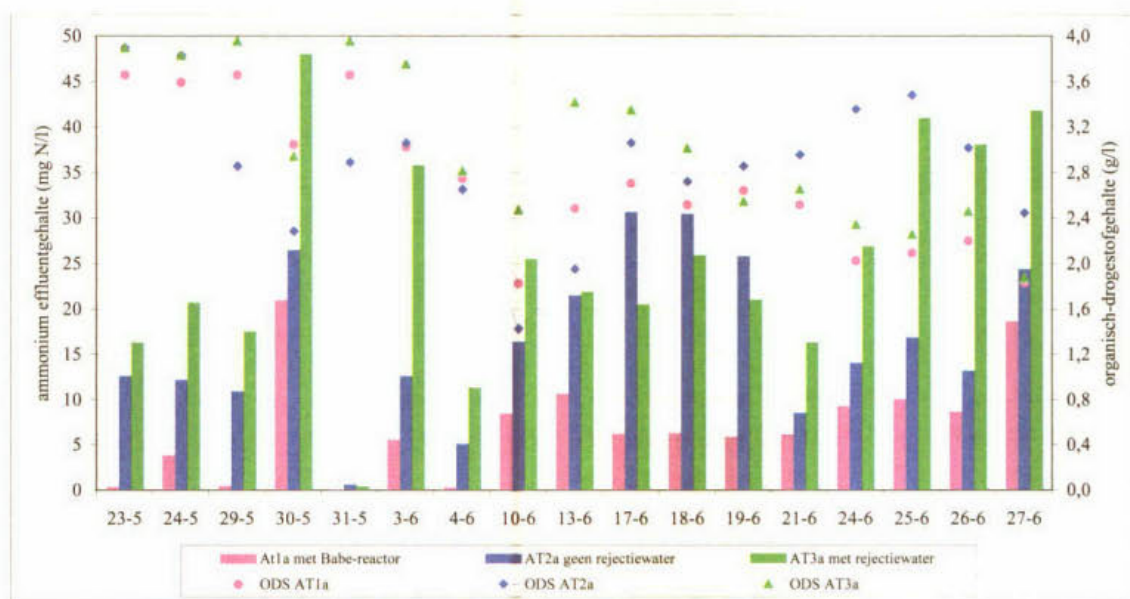
Totale vrucht aan stikstof genitrificeerd (periode 13 mei tot en met 28 juni 2002)

| parameter          | eenheid | AT1a<br>met BABE-reactor | AT2a<br>geen rejectiewater | AT3a<br>met rejectiewater |
|--------------------|---------|--------------------------|----------------------------|---------------------------|
| Totale Nkj-vracht  | kg/dag  | 616                      | 545                        | 808                       |
| N genitrificeerd   | kg/dag  | 566                      | 436                        | 671                       |
| N gedenitrificeerd | kg/dag  | 344                      | 327                        | 488                       |

#### 4.3.3 Steekmonsters

Het verschil in ammoniumconcentratie in het effluent van de verschillende AT's is het grootst aan het einde van de middag omdat de belasting van de AT's dan het grootst is. Het effect van de ent van nitrificerders uit de BABE-reactor aan AT1a is dan beter zichtbaar. Aan het eind van de middag zijn daarom regelmatig steekmonsters uit het einde van AT's genomen waarvan de ammoniumconcentratie is geanalyseerd. De resultaten zijn weergegeven in Afbeelding 14.

Het verschil in de ammoniumconcentratie in BABE-AT1a en referentie-AT2a is 1 tot 25 mg/l, gemiddeld 9,5 mg/l. De resultaten van de analyses en de verschillen tussen de verschillende AT's zijn per dag zeer veranderlijk. Deze dagelijkse variaties worden onder meer veroorzaakt door wisselde hoeveelheid slib in de AT's (hetgeen samenhangt met het spuiregime) en dagelijkse temperatuurvariaties. Het organische drogestofgehalte in de AT's is gegeven in Afbeelding 14. De temperatuur liep vanaf half mei op van 15,5°C naar 19°C eind juni. Het overallbeeld is dat de ammoniumconcentratie in de BABE-AT lager is dan in de referentie AT's 2a en 3a.



Afbeelding 14

Steekmonsters uit het einde van de AT's aan het eind van de middag, de ammoniumconcentratie

#### 4.4 Verhoging nitrificatiesnelheid actiefslib

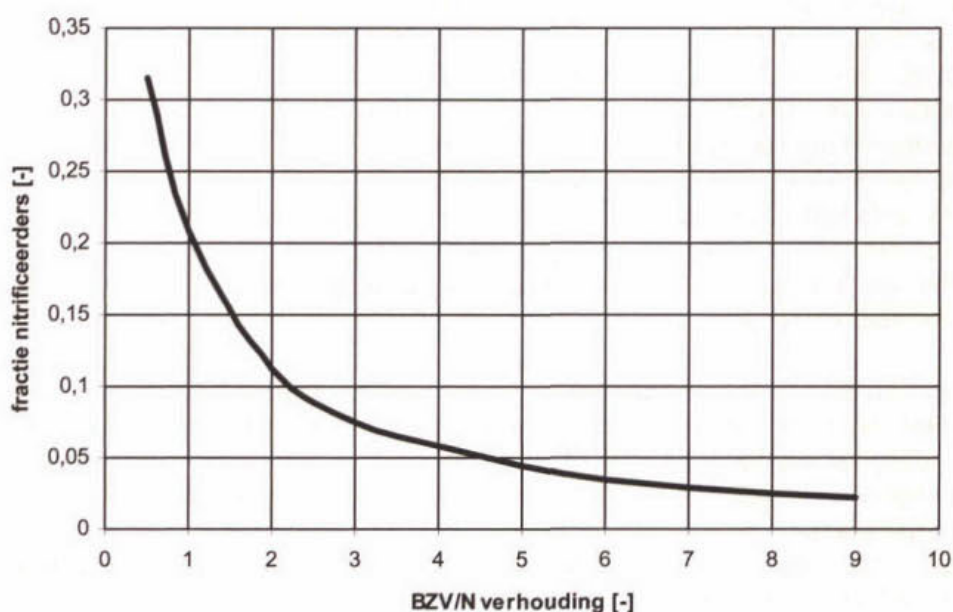
In Tabel 10 zijn de nitrificatiesnelheden van het actiefslib in de AT's en de BABE-reactor weergegeven gedurende verschillende weken van de proefperiode.

Tabel 10

Gemeten maximale nitrificatiesnelheden van het actiefslib in de BABE en de aëratietanks (in mg N/g ods.d) (in het laboratorium uitgevoerd bij 22°C en niet limiterende zuurstof- en ammoniumconcentratie)

| week              | BABE-reactor | AT1a<br>met BABE-<br>reactor | AT2a<br>geen rejectiewater | AT3a<br>met rejectiewater |
|-------------------|--------------|------------------------------|----------------------------|---------------------------|
| 20 (13-19 mei)    | 124          | 98                           | 52                         | 36                        |
| 21 (20 -26 mei)   | 99           | 77                           | 38                         | 69                        |
| 22 (27mei-2 juni) | 112          | 105                          | 68                         | 88                        |
| 23 (3-9 juni)     | 159          | 137                          | 109                        | 136                       |
| 24 (10-16 juni)   | 75           | 52                           | 26                         | 29                        |
| 25 (17 – 23 juni) | 90           | 136                          | 84                         | 140                       |
| 26 (24- 28 juni)  | 152          | 121                          | 78                         | 108                       |
| gemiddeld         | 116          | 104                          | 65                         | 87                        |

In Afbeelding 15 is de theoretisch relatie tussen de fractie nitrificeerders in het actiefslib en de BZV/N van het influent weergegeven [8].



Afbeelding 15

Relatie tussen de BZV/N verhouding in het influent en de fractie nitrificeerders in het actiefslib [8]

Op basis hiervan is in Tabel 11 de fractie nitrificeerders in het actiefslib van elke AT weergegeven.

Tabel 11

Theoretische fractie nitrificeerders die kan voorkomen in de AT's op basis van de BZV/N verhouding [8]

| AT                                 | BZV/N influent [-] | fractie nitrificeerders [-] |
|------------------------------------|--------------------|-----------------------------|
| AT1a met BABE-reactor              | 1,88 *             | 0,12                        |
| AT2a zonder rejectiewater          | 1,91               | 0,12                        |
| AT3a met onbehandeld rejectiewater | 1,28               | 0,18                        |

\*: inclusief N-belasting uit de BABE-reactor

Op basis van de BZV/N-verhouding in het voorbezonden influent zou de fractie nitrificeerders in de BABE-AT1a even groot moeten zijn als de fractie nitrificeerders in de referentie-AT2a. Als de ent van nitrificeerders vanuit de BABE-reactor niet actief zou zijn, zou de nitrificatie-activiteit van het actiefslib nagenoeg gelijk moeten zijn.

Uit Tabel 10 blijkt dat de nitrificatie-activiteit van het BABE-AT1a-slib gemiddeld 1,6 keer groter dan de referentie-AT2a. Dit toont aan dat de nitrificeerders die in de BABE-reactor groeien ook actief zijn in de hoofdstroom.

Door de lagere BZV/N-verhouding van het influent van AT3a kunnen er potentieel 1,5 keer meer nitrificeerders groeien in AT3a dan in de referentie-AT2a. Dit komt redelijk overeen met het gemeten verschil in nitrificatiesnelheid tussen AT3a en AT2a.

## 4.5 Microbiologisch effect, resultaten FISH en DGGE analyses

### 4.5.1 FISH

Fluorescentie In Situ Hybridisatie (FISH) is een techniek die veelal wordt toegepast in de moleculaire ecologie. Individuele bacteriën kunnen worden gedetecteerd met de microscoop, gelokaliseerd en gekwantificeerd in complexe populaties. Monsters uit natuurlijke of kunstmatige ecosystemen en ophopingsculturen worden gehybridiseerd met oligonucleotides gelabeld met een fluorofoor. Oligonucleotiden probes (= stukjes DNA die de complementaire nucleotidenvolgorde bezitten van de doelsequentie) kunnen gemerkt worden met een fluorescerende verbinding. Door de hybridisatie *in* de cellen (= *in situ*) uit te voeren kan het hybridisatiesignaal met een fluorescentiemicroscoop worden waargenomen [1] [6].

De probes zijn gericht op de ribosomen en afhankelijk van de precieze basevolgorde, bindt de probe een enkel species, een genus, een familie of zelfs een heel domein van het leven.

FISH analyses kunnen goed worden toegepast op een gemengde cultuur zoals actiefslib. Middels de FISH methode is de nitrificerende populatie gekwalificeerd van alle proef-AT's en de BABE-reactor. De resultaten van de FISH analyse geven aan welke type nitrificerende bacteriën voorkomen. Het aantal kan alleen kwalitatief vergeleken worden.

Het doel van analyses is:

1. bepalen of de nitrificerende populatie die groeit in de BABE-reactor hetzelfde is als in een actiefslibstelsysteem zonder BABE-reactor;
2. bepalen of de nitrificerende bacteriën die groeien in de BABE-reactor ook voorkomen in het actiefslibstelsysteem waaraan de BABE-reactor gekoppeld is, m.a.w. vindt enting van nitrificeerders plaats;
3. bepalen of de nitrificerende bacteriën in de BABE-reactor groeien in de vlokstructuur of los buiten de vlokstructuur.

De verschillende 16S-oligonucleotide probes die gebruikt zijn voor de analyses zijn gegeven in Tabel 12.

Tabel 12

De verschillende 16S-oligonucleotide probes die gebruikt zijn voor de FISH analyses

| Probe    | Doellocatie op rRNA | Organisme                                                                                                                                             |
|----------|---------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| EUB338   | 338-355             | <u>Algemeen</u><br>Behouden regio op 16rRNA van de meeste bacteriën                                                                                   |
| NEU      | 653-670             | <u>Ammonium oxydeerders</u><br>Halofiele en halotolerante ammoniumoxydeerders behorende tot de beta <i>Proteobacteria</i> of <i>Nitrosomonas spp.</i> |
| Nso190   | 190-208             | Ammonium oxydeerders $\beta$ - <i>proteobacteria</i>                                                                                                  |
| NmV      | 174-191             | <i>Nitrosococcus mobilis</i>                                                                                                                          |
| Nse 1472 | 1472-1489           | <i>Nitromonas europaea</i>                                                                                                                            |

**Resultaten FISH analyses**

In Tabel 13 zijn de resultaten weergegeven bij twee verschillende probe combinaties. In alle monsters in *Nitrosococcus mobilis* aanwezig. De *Nitrosomona* species is alleen waargenomen in het BABE-slib en in het actiefslib van BABE-AT1a, niet in de referentie AT's.

De bacteriën zijn microscopisch visueel waargenomen middels de specifieke fluorescerende probes. Foto's van deze microscopische beelden zijn weergegeven in Afbeelding 16.

Tabel 13

De verschillende 16S-oligonucleotide probes die gebruikt zijn voor de FISH analyses

| BABE-reactor                                                                 | BABE-AT1a                                                      | referentie AT2a<br>(zonder rejectiewater)     | referentie AT3a<br>(met rejectiewater)        |
|------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------|-----------------------------------------------|
| <u>FISH probes combinatie: NmV(cy3) + NSO 190 (fluos) + EUB338 (cy5) *</u>   |                                                                |                                               |                                               |
| <i>Nitrosococcus mobilis</i><br>aanwezig                                     | <i>Nitrosococcus mobilis</i><br>aanwezig                       | <i>Nitrosococcus mobilis</i> is<br>aanwezig   | <i>Nitrosococcus mobilis</i> is<br>aanwezig   |
| <u>FISH probes combinatie: NSE 1472 (cy3) + NmV (fluos) + NEU653 (cy5) *</u> |                                                                |                                               |                                               |
| <i>Nitrosomonas species</i><br>in kleine aantallen<br>aanwezig               | <i>Nitrosomonas species</i><br>in kleine aantallen<br>aanwezig | <i>Nitromonas species</i> is<br>niet aanwezig | <i>Nitromonas species</i> is<br>niet aanwezig |

\* cy3 = rood, fluos = groen, cy5 = blauw



Actieslib uit Babe-reactor



Actieslib uit Babe-AT1a



Actieslib uit Referentie AT2a  
(zonder rejectiewater)

#### Afbeelding 16

##### Foto-opnamen FISH analyses

Blauwe kleuring = Ammonia oxydeerders algemeen

Groene kleuring = *Nitrosococcus mobilis*

Rode kleuring = *Nitrosomonas sp.*

## Conclusies

1. De populatie nitrificeerders in de BABE-AT1a en de BABE-reactor bestaat, net zoals de referentie AT's 2a en 3a, hoofdzakelijk uit *Nitrosococcus mobilis*. Daarnaast komt in de BABE-reactor en in de BABE-AT1a ook *Nitrosomonas* sp. voor in kleinere aantallen.
2. De aanwezigheid van *Nitrosomonas* sp. in zowel de BABE-reactor als de BABE-AT1a en niet in de referentie AT's 2a en 3a, duidt erop dat deze bacteriën hoogst waarschijnlijk vanuit de BABE zijn geënt aan de AT. Enting van nitrificerende bacteriën vanuit de BABE-reactor vindt dus plaats. Aangezien de hoeveelheid *Nitrosomonas* sp. slechts gering is zal met name *Nitrosococcus* sp. in de BABE reactor groeien en extra ent opleveren voor de hoofdstroom.
3. De nitrificeerders groeien in de BABE-reactor in de vorm van kolonies in de actief-slibvlokken en niet in losse cellen. Dit verklaart zeer waarschijnlijk de succesvolle ent van de nitrificeerders in het actiefslibstelsysteem.

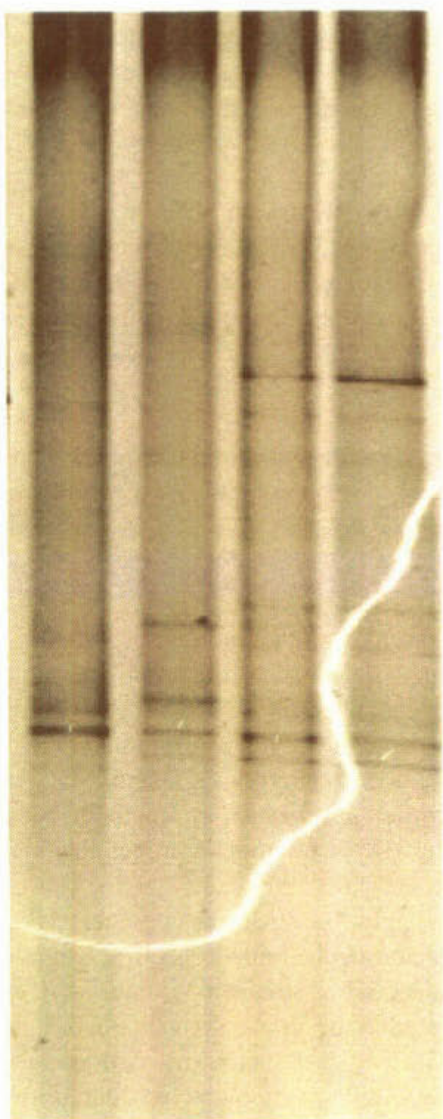
### 4.5.2 DGGE

De genetische diversiteit van complexe microbiële gemeenschappen kan worden gemeten door diversiteit te meten van PCR-geamplificeerde 16S rRNA genen. Door DNA te amplificeren met universele bacterie-primers voor het 16S rDNA, wordt een mengsel van DNA fragmenten verkregen met gelijke lengte, maar met een verschillende nucleotidenvolgorde. Aan een van de primers wordt een streng van ongeveer 45 G en C nucleotiden (een zgn. GC-klem) gemaakt. Met elektroforese technieken kunnen deze fragmenten worden gescheiden. De methode berust op het verschil in loopsnelheid van dubbel- en enkelstrengs DNA fragmenten in een denaturende gel. Dubbelstrengs PCR-producten van een lengte van 200-400 basen laat men in een polyacrylamide (PAA) gel met een ureumgradiënt lopen. Boven in de gel is de ureumconcentratie laag, beneden in hoog. De PCR producten hebben allen dezelfde lengte en lopen even snel in een elektrisch veld. Als een fragment zijn "smelttemperatuur" bij een bepaalde ureumconcentratie in de gel heeft bereikt verandert de configuratie en wordt het enkelstrengs met uitzondering van de GC-klem. De GC-klem geeft een extra vertraging en werkt als een anker. De loopsnelheid daalt dan tot nul. Verschillen van enkele procenten in de nucleotidensamenstelling kunnen op deze wijze gedetecteerd worden. In plaats van een ureumgradiënt kan ook een temperatuurgradiënt over de gel worden gemaakt. Hoewel het principe van de DGGE (ureumgradiënt) en TGGE (temperatuur gradiënt) al langer gebruikt werd in de moleculaire biologie, werd deze methode pas in 1993 in de ecologie toegepast als een maat voor microbiële diversiteit. Sindsdien is de methode toegepast als maat voor de diversiteit van bacteriegemeenschappen in b.v. grond, de humane darm en actiefslib [1].

#### Resultaat en conclusie DGGE analyse

Het resultaat van de DGGE analyse is weergegeven in Afbeelding 17. In de BABE-reactor en in de BABE-AT1a zijn banden zichtbaar die niet voorkomen in de referentie AT's 2a en 3a. Bij welke bacterie deze band hoort kan niet worden gezegd op basis van de DGGE analyse. Wel kan worden geconcludeerd dat in de BABE-reactor een bacterie groeit die niet voorkomt in de referentie AT's. Verder kan worden geconcludeerd dat deze bacterie hoogstwaarschijnlijk in de BABE-AT1a voorkomt omdat ze wordt geënt vanuit de BABE-reactor en zich handhaaft in de AT. Met andere woorden een succesvolle ent.

Deze metingen ondersteunen de conclusies van de FISH analyses.



1 2 3 4

**Afbeelding 17**

**DGGE analyse, van links naar rechts:**

- 1**      referentie AT2a, zonder rejectiewater
- 2**      referentie AT3a, met rejectiewater
- 3**      BABE-AT1a
- 4**      BABE-reactor

## 4.6 Conclusies praktijkproeven

### **BABE-reactor**

Het nitrificatierendement van de BABE-reactor was gemiddeld 74% en het denitrificatierendement (van het gevormde NO<sub>x</sub>) was 66%. De denitrificatie vond plaats zonder externe koolstofbrondosering, als substraat werd het retourslib benut.

Het doel van de denitrificatie tijdens deze proeven was het corrigeren van de pH (zie bijlage 2). Echter vanwege de lage alkaliniteit van het rejectiewater was de denitrificatie onvoldoende om de pH op peil te houden waardoor remming van de nitrificatie plaatsvond. Met aanvullende kalkdosering is vervolgens het nitrificatierendement van 74% behaald.

### **Verhoging nitrificatiecapaciteit actiefslib**

Door de ent van nitrificeerders uit de BABE-reactor wordt de nitrificatiesnelheid in de aëratietank gemiddeld 1,6 keer hoger dan de nitrificatiesnelheid in de aëratietank zonder rejectiewater. Het enteffect zal groter zijn naarmate meer stikstof wordt genitrificeerd in de BABE-reactor.

### **Verlaging ammoniumconcentratie effluent**

De BABE-reactor zorgt voor een verlaging van de ammoniumconcentratie in het effluent. Een deel van het effect kan verklaard worden door het wegnemen van de stikstofvracht van het rejectiewater en een deel van het effect wordt veroorzaakt door de ent van nitrificeerders aan het actiefslib. Hieronder staat een overzicht van de resultaten.

**Tabel 14** Het effect van de ent van nitrificeerders van de BABE-reactor op de hoofdstroom; lagere ammoniumconcentratie in het effluent en een hogere nitrificatiesnelheid

| rwzi Garmerwolde                           | NH <sub>4</sub> effluentgehalte<br>(mg N/l) | Nitrificatiesnelheid bij 22°C<br>(mg N/g ods.d) |
|--------------------------------------------|---------------------------------------------|-------------------------------------------------|
| actiefsliblijn met rejectiewater (AT3a)    | 13,3                                        | 87                                              |
| actiefsliblijn zonder rejectiewater (AT2a) | 9,9                                         | 65                                              |
| actiefsliblijn met BABE-reactor (AT1a)     | 5,2                                         | 104                                             |

De rwzi van Garmerwolde zit "op het randje van nitrificeren". Dat wil zeggen dat de referentie straten zonder BABE-reactor ook nitrificeren alleen niet voldoende. Het effect van de BABE-reactor op de ammoniumconcentratie in het effluent zal het grootst zijn als de zuivering niet of nauwelijks nitrificeert.

### **De enting van nitrificerende bacteriën**

Uit de FISH analyses is gebleken dat de populatie nitrificeerders in de BABE-reactor en de BABE-AT1a gelijk is. In de BABE en AT1a is de populatie iets afwijkend van de referentie AT's 2a en 3a, naast de gebruikelijke *Nitrosococcus mobilis* komt namelijk ook de *Nitrosomonas* species voor.

De aanwezigheid van *Nitrosomonas* species in zowel de BABE-reactor als de BABE-AT1a en niet in de referentie AT's 2a en 3a, duidt erop dat deze bacteriën vanuit de BABE zijn geënt aan de AT. Enting van nitrificerende bacteriën vanuit de BABE-reactor vindt dus plaats.

Uit de FISH analyses is verder gebleken dat de nitrificeerders in de BABE-reactor in de vorm van kolonies in de actiefslibvlokken groeien (en niet in losse cellen). Dit verklaart zeer waarschijnlijk de succesvolle ent van de nitrificeerders in het actiefslibstelsel.

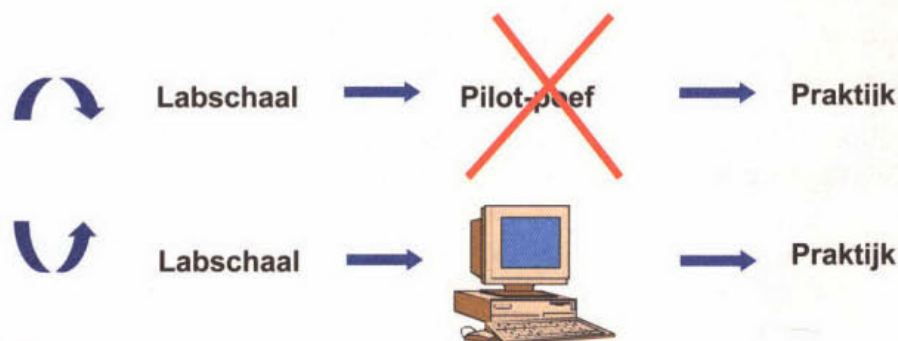


## 5 SIMULATIES BABE-TECHNOLOGIE

### 5.1 Inleiding

Het doel van dit STOWA-project was het ent-effect van het BABE-proces in de praktijk aan te tonen en het BABE-principe in korte tijd te introduceren op de Nederlandse huishoudelijke afvalwaterzuiveringsmarkt.

Het relatief eenvoudige technologisch en technisch concept van de BABE-reactor heeft het mogelijk gemaakt het proefonderzoek op praktijkschaal uit te voeren. Hierdoor kon de pilot-fase worden overgeslagen met als doel de ontwikkelingstijd te bekorten. Ter ondersteuning van de stap van laboratoriumschaal naar praktijkschaal is gebruik gemaakt van modelsimulaties.



Afbeelding 18

Het is gebleken dat de simulaties een goed inzicht geven in de processen en relaties tussen procescondities. Na afloop van de proeven is het model, verder geoptimaliseerd door het te kalibreren aan de praktijkresultaten. Vanuit dit gekalibreerde model zijn vervolgens verschillende situaties doorgerekend om meer inzicht te krijgen over de werking van de BABE-reactor onder verschillende condities.

### 5.2 Opzet simulaties rwzi Garmerwolde

Voor de simulaties van rwzi Garmerwolde is een ASM1-model opgesteld in het simulatieprogramma Aquasim. De voorbezinktanks zijn niet meegenomen in de modellering. De beluchtingstank met de BABE-reactor en de twee verschillende referentiestraten zijn gemodelleerd.

De propstroming in de beluchtingsbassins is gemodelleerd door het bassin te verdelen in zes compartimenten van  $420 \text{ m}^3$ . Per compartiment kan een zuurstofconcentratie worden opgegeven (zie Afbeelding 19). In de praktijk is dagelijks het zuurstofprofiel over de AT gemeten. Aan de hand van deze metingen is voor elk van de zes compartimenten een zuurstofconcentratie ingesteld, zie Tabel 16. Het retourslibdebiet is constant  $470 \text{ m}^3/\text{uur}$ .

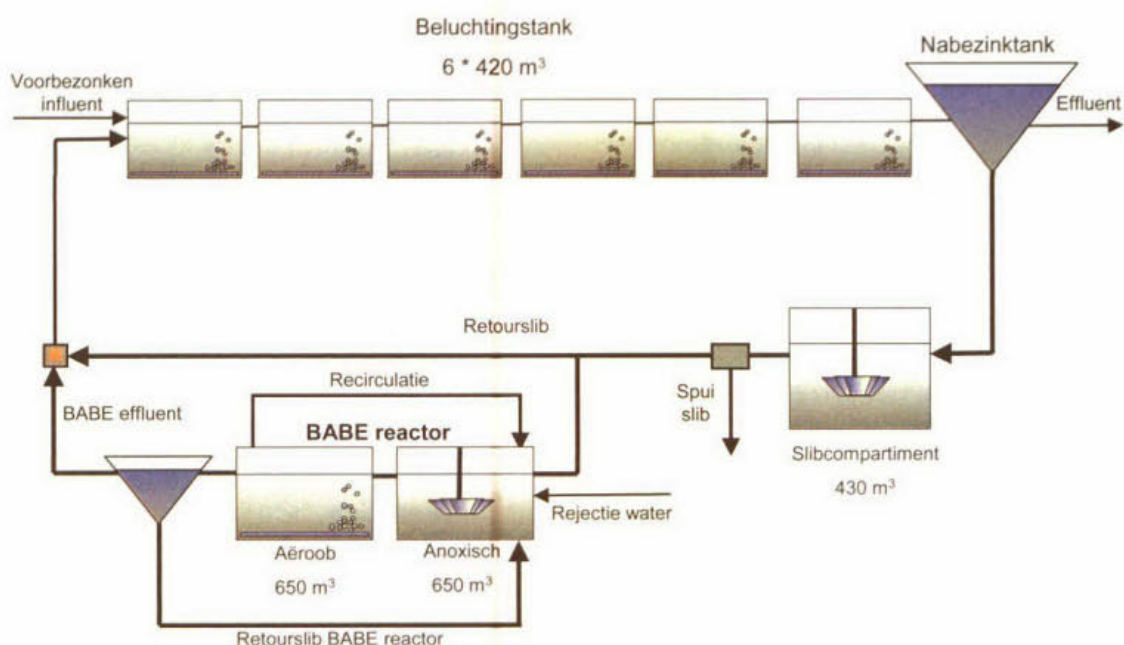
De karakterisering van het voorbezonden water heeft volgens de STOWA-richtlijnen plaatsgevonden [19]. In Tabel 15 is de karakterisering van het influent van de verschillende straten en het rejectiewater gegeven.

Het simulatiemodel van de rwzi Garmerwolde is gekalibreerd op basis van de praktijkresultaten. Alle parameters, behalve  $K_s$ , zijn op de standaardwaarden blijven staan [24]. De zuurstofverzadigingscoëfficiënt  $K_s$  voor  $\text{O}_2$  voor de groei van autotrofen en heterotrofe biomassa is aangepast van 0,4 naar 1,55. Dit is gebeurd om de nitrificatie/denitrificatie te simuleren.

De waarde van 1,55 is niet buitensporig hoog, het geeft wel aan dat er anoxische zones aanwezig waren in de AT. Deze anoxische zones kunnen voorkomen in de binnenkant van vlokken. Hoe groter de vlokken hoe meer anoxieiteit in de vlok. Of door plaatselijk lage zuurstofconcentraties, bijvoorbeeld in het begin van de AT. De kinetische en stoichiometrische parameters zijn gegeven in bijlage 5.

Tabel 15  
Model voorbezonden influent samenstelling

| Parameter                           | code             | eenheid              | Waarde      |      |               |
|-------------------------------------|------------------|----------------------|-------------|------|---------------|
|                                     |                  |                      | AT1a / AT2a | AT3a | Rejectiewater |
| <b>Opgeloste stoffen</b>            |                  |                      |             |      |               |
| snel afbreekbaar opgelost CZV       | S <sub>s</sub>   | g CZV/m <sup>3</sup> | 96          | 123  | 500           |
| ammonium-N                          | S <sub>NH4</sub> | g N/m <sup>3</sup>   | 44          | 69   | 456           |
| inert opgelost CZV                  | S <sub>I</sub>   | g CZV/m <sup>3</sup> | 55          | 57   | 40            |
| Alkaliniteit                        | S <sub>ALK</sub> | mol/m <sup>3</sup>   | 9           | 11   | 30            |
| <b>Vaste stoffen</b>                |                  |                      |             |      |               |
| inert onopgelost CZV                | X <sub>I</sub>   | g CZV/m <sup>3</sup> | 46          | 51   | 90            |
| langzaam afbreekbaar onopgelost CZV | X <sub>S</sub>   | g CZV/m <sup>3</sup> | 84          | 84   | 0,0           |



Afbeelding 19  
Blokdigram, simulatie BABE Garmerwolde

Tabel 16  
Model: zuurstofprofiel AT1a, 2a en 3a

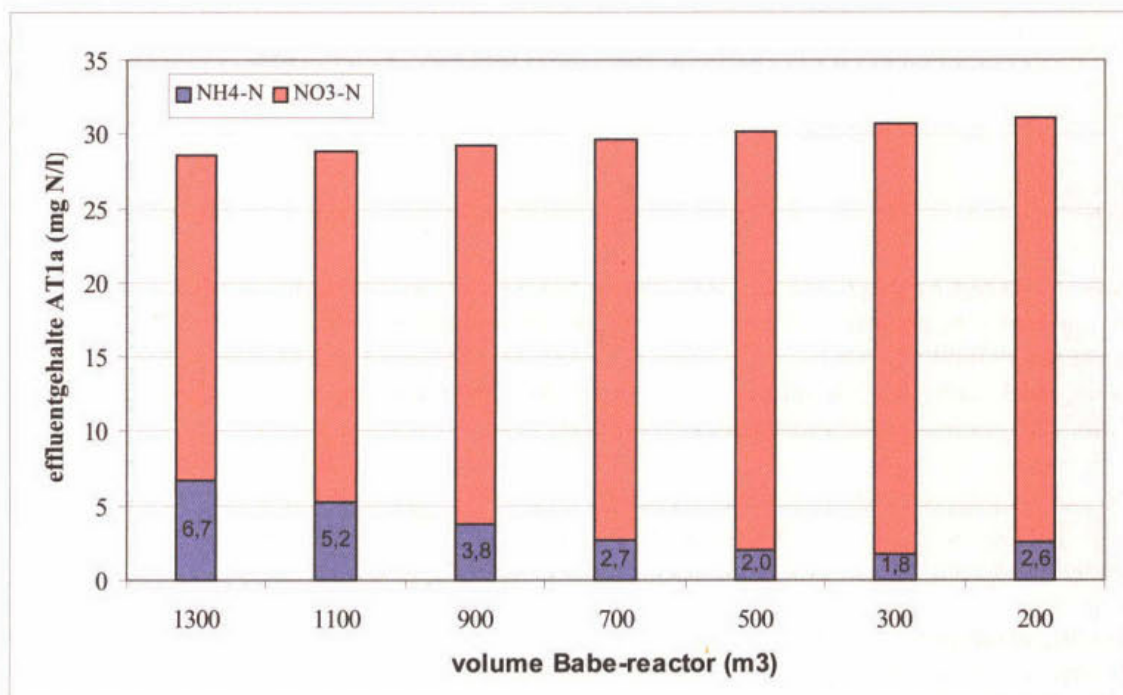
| Zuurstofprofiel mgO <sub>2</sub> /l |         |         |         |         |         |
|-------------------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| comp. 1                             | comp. 2 | comp. 3 | comp. 4 | comp. 5 | comp. 6 |
| 0,4                                 | 0,8     | 1,1     | 1,4     | 1,5     | 1,9     |

## 5.3 Evaluatie resultaten simulaties

### 5.3.1 Volume BABE-reactor

Bij het praktijkonderzoek is gebruik gemaakt van een bestaande tank (ca. 1.250 m<sup>3</sup>) waarvan het volume groter was dan benodigd was voor het proces. Met het gekalibreerde simulatiemodel is bestudeerd wat het effect is van de grootte van de BABE-reactor op het enteffect.

De simulaties zijn uitgevoerd bij de condities zoals die waren tijdens de praktijkproef: een organisch-drogestofgehalte van 3,4 g/l, een slibverblijftijd van 2,4 dagen en een proces-temperatuur van 23°C. De resultaten hiervan zijn in Afbeelding 20 weergegeven. In deze afbeelding is de effluentkwaliteit van de hoofdstroom (AT1a) uitgezet in afhankelijkheid van het volume van de BABE-reactor.



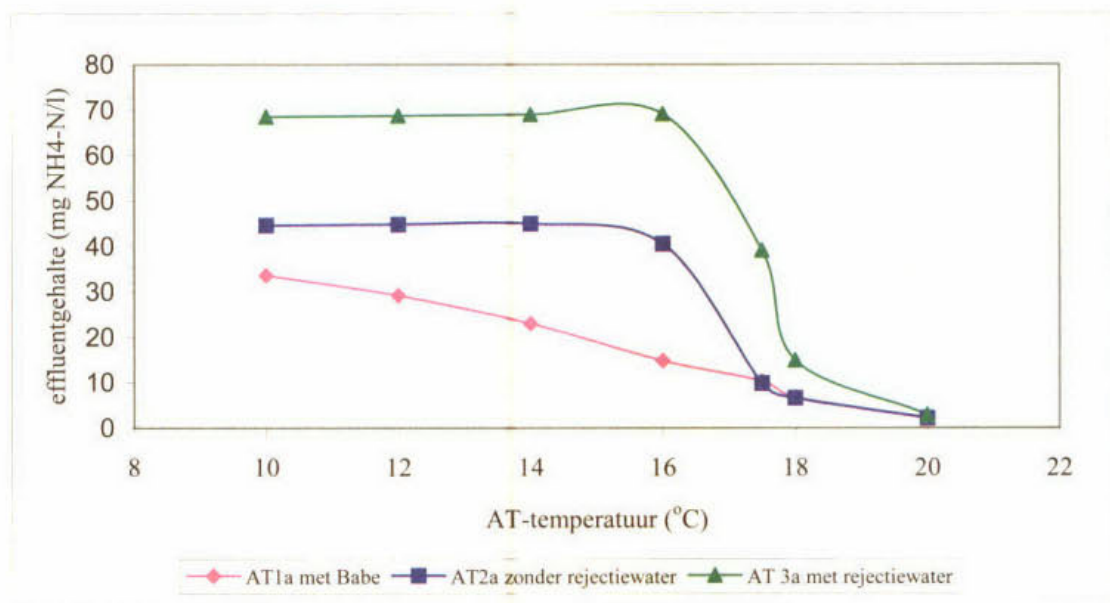
Afbeelding 20

Simulatiere resultaten; relatie BABE-volume met de ammonium- en nitraatconcentratie in het effluent van de AT

Uit de simulatiere resultaten komt naar voren dat het enteffect van nitrificeerders toeneemt naarmate het volume van de BABE-reactor afneemt tot 300 m<sup>3</sup> (hydraulische verblijftijd van 1,4 dagen naar 8 uur). Uit nadere analyse van de simulatiere resultaten blijkt dat dit wordt veroorzaakt door een verhoogde afsterving van nitrificeerders bij een toename van de slibverblijftijd. Beneden de 300 m<sup>3</sup> wordt de verblijftijd te kort en neemt het ammoniumeffluentgehalte weer toe.

### 5.3.2 Temperatuur beluchtingstank

De invloed van de temperatuur op de ammoniumconcentratie van het effluent van de verschillende straten is gesimuleerd. De simulaties zijn uitgevoerd overeenkomstig de omstandigheden tijdens de praktijkproef, met een BABE-volume van 1.250 m<sup>3</sup>. De procestemperatuur is gevarieerd. De resultaten zijn weergegeven in Afbeelding 21.



**Afbeelding 21**  
Invloed van de AT-temperatuur op de ammoniumconcentratie in het effluent van de verschillende straten

In de AT1a met de BABE-reactor kan het hele jaar door nitrificatie plaatsvinden. In de winter is de nitrificatie echter niet volledig en neemt de ammoniumconcentratie in het effluent toe tot boven de 30 mg/l.

In de andere twee AT's komt de nitrificatie op gang zodra de temperatuur hoger dan 16°C is. Vanaf 20°C is in alle AT's de nitrificatie volledig.

De praktijkproeven zijn uitgevoerd tussen 16 en 19,4°C. Net rond het omslagpunt van wel / geen nitrificatie in de twee referentie AT's. Dit kan een verklaring zijn voor de wisselende ammoniumconcentraties in het effluent gedurende de proefperiode.

### Jaarlijkse temperatuureffect

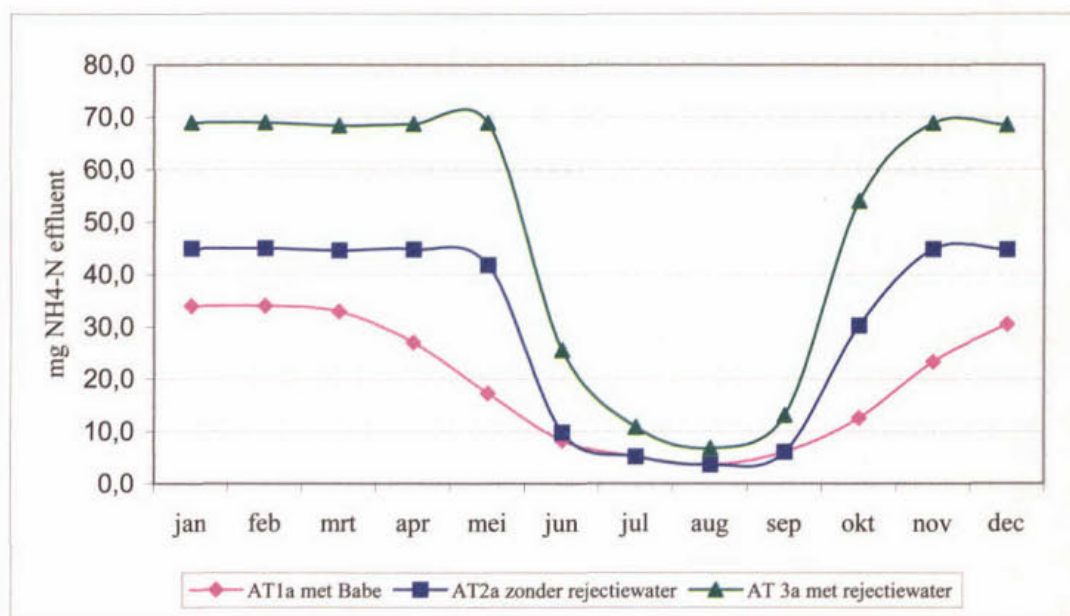
Aan de hand van bovenstaande simulaties kan het jaarlijkse effect van rejectiewaterbehandeling en de BABE-reactor op de ammoniumconcentratie in het effluent berekend worden (zie Tabel 17 en Afbeelding 22). Het temperatuureffect is duidelijk zichtbaar. De rwzi Garmerwolde nitrificeert in de zomer bijna volledig, ook zonder rejectiewaterbehandeling. Het effect van de BABE-reactor is bij de lagere temperaturen het grootst.

Opmerking: De berekeningen zijn op basis van de proefsituatie met een BABE-reactor volume van 1.250 m<sup>3</sup>. Het effect van de BABE-reactor zal groter zijn bij een kleiner BABE-volume van ca. 300 m<sup>3</sup> (zie paragraaf 5.3.1).

Tabel 17

Jaarlijkse effect van rejectiewaterbehandeling en de BABE-reactor op de  $\text{NH}_4$ -concentratie in het effluent van de AT's. Situatie Garmerwolde met een BABE-volume van  $1.250 \text{ m}^3$  ( $\text{NH}_4$ -concentratie in het effluent van de BABE-AT zal lager zijn met een BABE-volume van  $300 \text{ m}^3$ ).

| Maand     | Temperatuur<br>°C | NH <sub>4</sub> -effluent AT mgN/l |                           |                        |
|-----------|-------------------|------------------------------------|---------------------------|------------------------|
|           |                   | AT1a met BABE                      | AT2a zonder rejectiewater | AT3a met rejectiewater |
| januari   | 9,6               | 34                                 | 45                        | 69                     |
| februari  | 9,4               | 34                                 | 45                        | 69                     |
| maart     | 10,3              | 33                                 | 45                        | 69                     |
| april     | 12,7              | 27                                 | 45                        | 69                     |
| mei       | 15,4              | 17                                 | 42                        | 69                     |
| juni      | 17,5              | 8,3                                | 10                        | 26                     |
| juli      | 18,6              | 5,2                                | 5,2                       | 11                     |
| augustus  | 19,3              | 3,6                                | 3,6                       | 6,8                    |
| september | 18,2              | 6,1                                | 6,1                       | 13                     |
| oktober   | 16,5              | 12,6                               | 30                        | 54                     |
| november  | 13,9              | 23                                 | 45                        | 69                     |
| december  | 11,4              | 31                                 | 45                        | 69                     |
| gemiddeld | 14,4              | 19,6                               | 30,5                      | 49,3                   |



Afbeelding 22

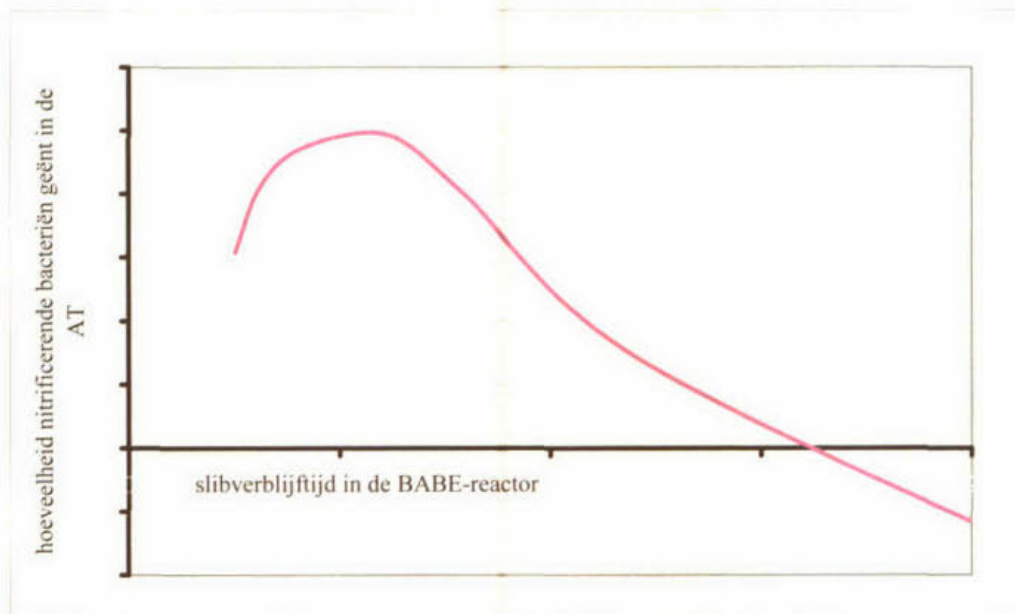
Jaarlijkse effect van rejectiewaterbehandeling en de BABE-reactor op de  $\text{NH}_4$ -concentratie in het effluent van de AT's. Situatie Garmerwolde met een BABE-volume van  $1.250 \text{ m}^3$  ( $\text{NH}_4$ -concentratie in het effluent van de BABE-AT zal lager zijn met een BABE-volume van  $300 \text{ m}^3$ ).

### 5.3.3 Slibverblijftijd BABE-reactor

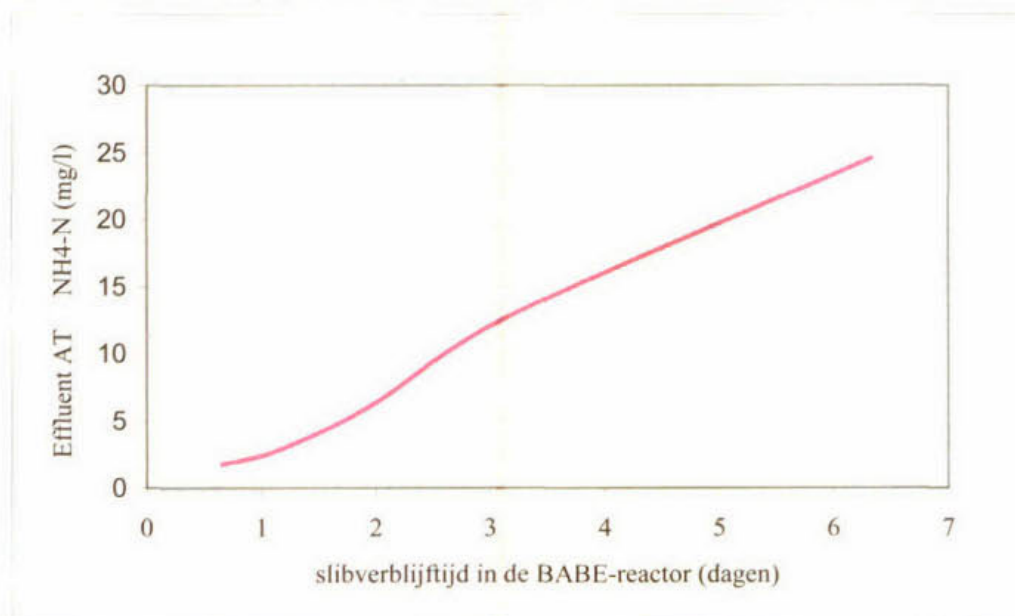
Uit de simulaties is gebleken dat de slibverblijftijd in de BABE-reactor een grote invloed heeft op de enting van nitrificeerders in de AT. In de BABE-reactor vindt namelijk zowel groei als afsterving van nitrificerende bacteriën plaats. De groei is afhankelijk van de stikstofvracht naar de BABE-reactor. Hoe groter de stikstofvracht des te meer nitrificerende bacteriën groeien. De afsterving is afhankelijk van de beluchte verblijftijd van het actiefslib in de BABE-reactor.

Zolang de groei groter is dan de afsterving zal er een ent van nitrificeerders aan de AT plaatsvinden. Bij een bepaalde stikstofbelasting hoort een optimale slibverblijftijd in de BABE-reactor, zie Afbeelding 23. In Afbeelding 24 is het effect van de slibverblijftijd in de BABE-reactor op de ammoniumconcentratie in het effluent van de AT weergegeven voor de proef-situatie in Garmerwolde.

Om de exacte waarden op de assen van Afbeelding 23 te bepalen moet de afstervingscoëfficiënt van de nitrificerende bacteriën bepaald worden. Deze zal per situatie verschillen, de trend blijft hetzelfde. Door de flexibiliteit van het BABE-systeem kan de bedrijfsvoering worden ingesteld op het optimum van de ent. Dit is te controleren met behulp van nitrificatietesten.



**Afbeelding 23**  
Invloed van de slibverblijftijd in de BABE-reactor op de ent van nitrificerende bacteriën naar de AT.



**Afbeelding 24**  
Invloed van de slibverblijftijd in de BABE-reactor op de ammoniumconcentratie in het effluent van de AT (proefsituatie Garmerwolde, volume BABE-reactor 1.250 m<sup>3</sup>).

De definitie van de slibverblijftijd in de BABE-reactor is als volgt:

$$\text{Slibverblijftijd BABE [dag]} = \frac{\text{totale hoeveelheid slib in de BABE reactor [kgDS]}}{\text{slib BABE uit via de aflaat [kgDS/dag]}}$$

#### 5.3.4 Toepassing BABE-technologie bij beperkte denitrificatiecapaciteit AT

Rejectiewaterbehandeling volgens de BABE-technologie kan ook in een volledig nitrificerende rwzi worden toegepast. Door de enting van de nitrificerende bacteriën kan de denitrificatieruimte binnen het bestaande volume toenemen en de effluentkwaliteit verbeteren.

Om het effect van bovenstaande en de mogelijkheden te illustreren is het model Garmerwolde op de volgende punten aangepast:

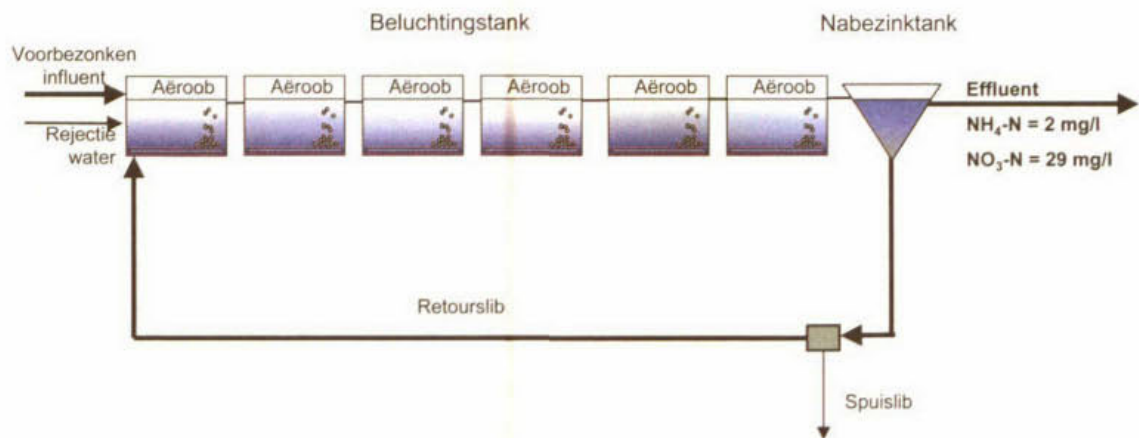
- Aan het begin van de AT is een anoxische zone gecreëerd (ten koste van de aërobe zone) en er is een recirculatiestroom over de AT aangelegd ( $2 \times$  influentdebiet).
- Om een volledig nitrificerende AT te simuleren is de temperatuur hoog gezet,  $19,2^{\circ}\text{C}$ . Het volume van de AT van rwzi Garmerwolde is namelijk te klein om volledig te nitrificeren. Alleen in de zomer bij hoge temperaturen kan bijna volledige nitrificatie plaatsvinden.

In de begin situatie is de  $\text{NH}_4$ -concentratie in het effluent laag,  $2 \text{ mgN/l}$ , en de  $\text{NO}_3$ -concentratie hoog,  $29 \text{ mgN/l}$ , omdat er geen denitrificatieruimte is (situatie 1 in Afbeelding 25).

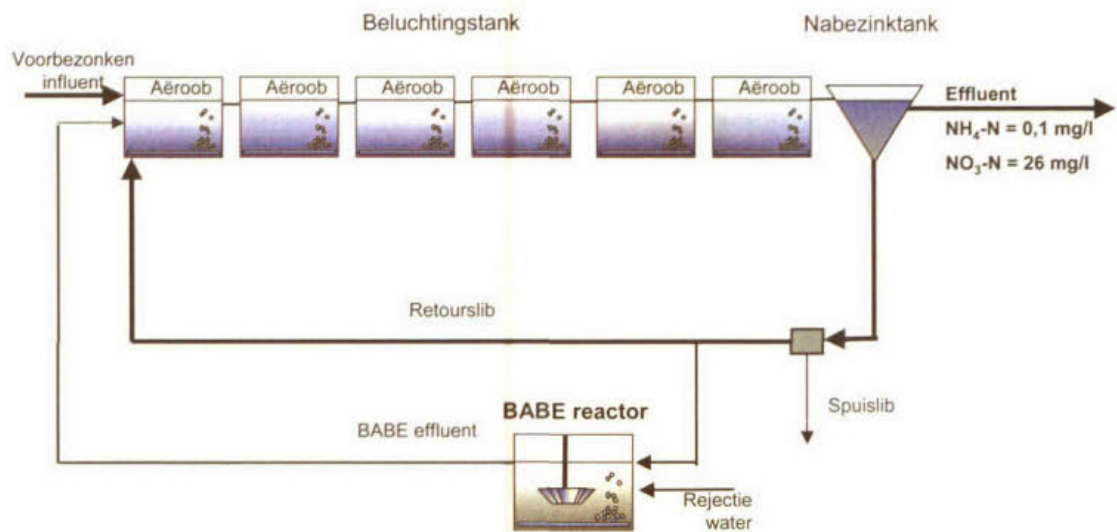
Door de implementatie van de BABE-technologie wordt de  $\text{NH}_4$ -concentratie nog lager,  $0,1 \text{ mgN/l}$ . De  $\text{NO}_3$ -concentratie daalt naar  $26 \text{ mgN/l}$  vanwege denitrificatie in de BABE-reactor (situatie 2 in Afbeelding 25). De lage ammoniumconcentratie geeft aan dat er voldoende nitrificatieruimte is. Een deel van de aërobe zone kan worden gebruikt voor denitrificatie.

Vervolgens is de helft van de aërobe ruimte, de eerste drie compartimenten, anoxisch gemaakt en is een recirculatiestroom gesimuleerd voor de terugvoer van nitraat (situatie 3 in Afbeelding 25). De  $\text{NH}_4$ -concentratie stijgt naar  $6,5 \text{ mgN/l}$  en de  $\text{NO}_3$ -concentratie daalt naar  $16 \text{ mgN/l}$ . In dit geval wordt verdere daling van de nitraatconcentratie beperkt door een tekort aan C-bron voor de denitrificatie. De CZV/N verhouding op de rwzi Garmerwolde is namelijk ongunstig vanwege de aanvoer van stikstof via de extern slib aanvoer. Daarom maken we voor deze simulaties de CZV/N verhouding gunstiger door een 50% hogere fractie snel afbreekbaar opgelost CZV (Ss) in het influent te veronderstellen (van  $96 \text{ gCZV/m}^3$  naar  $144 \text{ gCZV/m}^3$ , zie Tabel 15). De  $\text{NO}_3$ -concentratie daalt dan verder naar  $8,5 \text{ mgN/l}$ .

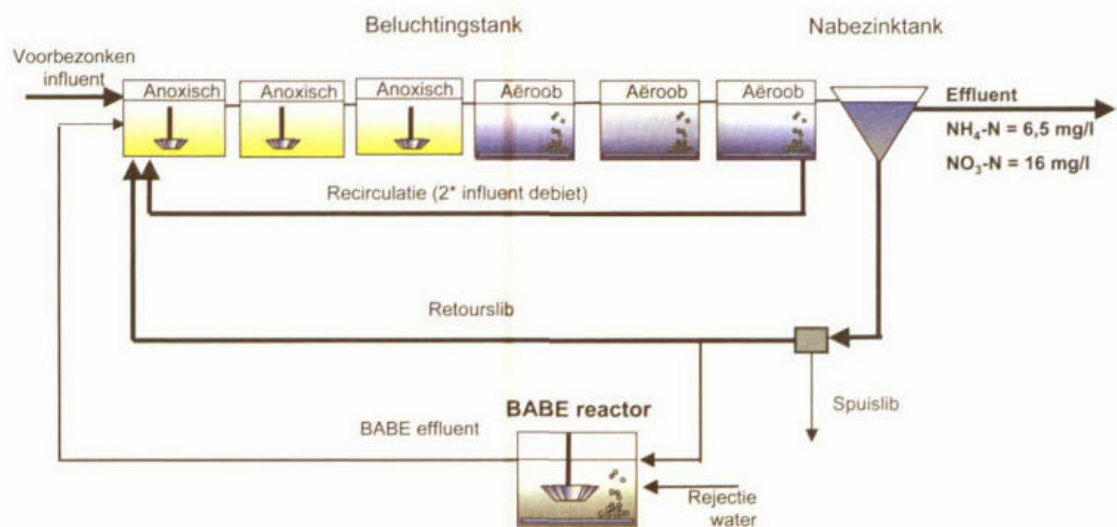
Indien de helft van aërobe volume anoxisch zou worden gemaakt met een andere rejectiewaterbehandelingstechnologie (met gelijke rendementen), gaat de nitrificatiecapaciteit verloren (zie situatie 5 Afbeelding 25). De  $\text{NH}_4$ -concentratie in het effluent stijgt naar  $25 \text{ mgN/l}$ .



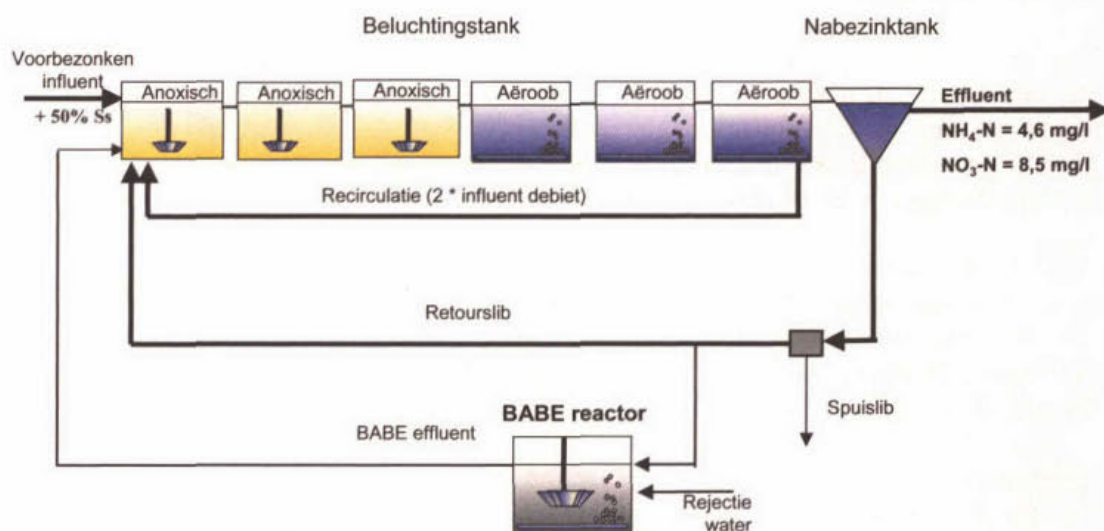
Situatie 1: Begin situatie, geen rejectiewaterbehandeling



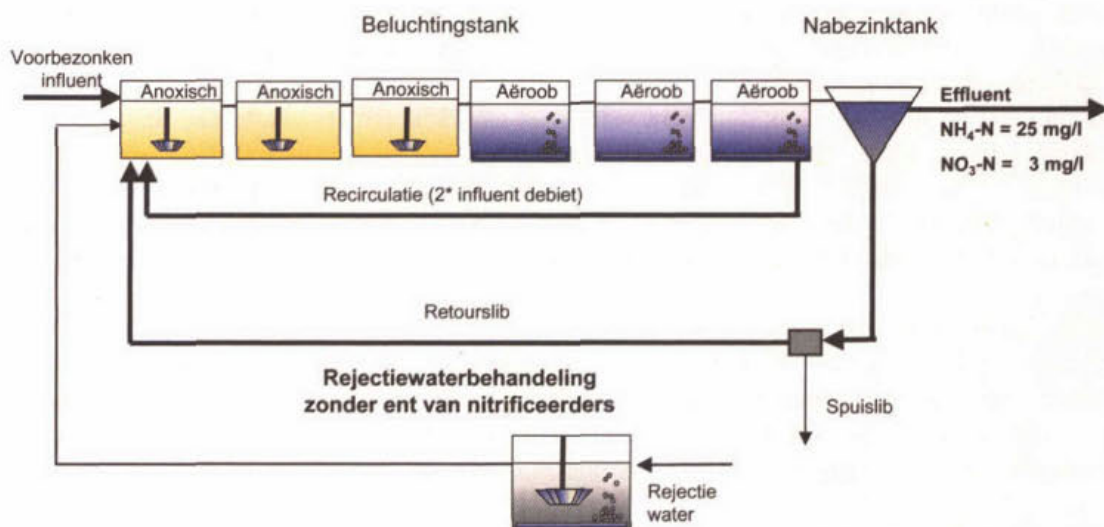
Situatie 2: Rejectiewaterbehandeling met de BABE-technologie



Situatie 3: Verkleining van de nitrificatieruimte, vergroting van de denitrificatieruimte



Situatie 4: Verkleining van de nitrificatieruimte, vergroting van de denitrificatieruimte, verhoging van de Ss concentratie in het influent met 50% (Ss = snel afbreekbaar opgelost CZV).



Situatie 5: Verkleining van de nitrificatieruimte, vergroting van de denitrificatieruimte, met rejectiewaterbehandeling zonder BABE-technologie.

Afbeelding 25

Toepassing BABE-technologie bij beperkte denitrificatieruimte

## 5.4 Conclusies simulaties

Uit de simulaties kan worden geconcludeerd dat de positieve resultaten van het praktijkonderzoek betreffende het enteffect op de hoofdstroom nog beter hadden kunnen zijn indien de omstandigheden gunstiger zouden zijn geweest:

- kleiner volume BABE-reactor, ca.  $300 \text{ m}^3$  i.p.v.  $1.250 \text{ m}^3$ ;
- lagere temperaturen in de AT's, lager dan  $16^\circ\text{C}$  i.p.v. 16 tot  $19^\circ\text{C}$ .

### *Volume BABE-reactor*

Volgens de simulatieresultaten is het volume van de BABE-reactor in Garmerwolde te groot ( $1.250 \text{ m}^3$ , hydraulische verblijftijd 1,4 dagen). Bij een volume rond de  $300 \text{ m}^3$  (verblijftijd 8 uur) is het enteffect op de hoofdstroom groter. Om praktische redenen is een bestaande tank van  $1.250 \text{ m}^3$  gebruikt voor de proeven en omgebouwd tot BABE-reactor.

### *Temperatuur AT's*

Bij de temperatuur waarbij de praktijkproeven zijn uitgevoerd (16 tot  $19^\circ\text{C}$ ) vindt ook in de referentiestraten AT2a en AT3a nitrificatie plaats. Bij een lagere procestemperatuur verdwijnt de nitrificatie in deze tanks en is het effect van de enting met BABE-slib groter. Daardoor zal het jaargemiddelde effect van de BABE-reactor beter zijn.

### *Slibverblijftijd BABE*

Uit de simulaties is gebleken dat de slibverblijftijd in de BABE-reactor een grote invloed heeft op de enting van nitrificeerders in de AT. En dus op het uiteindelijke positieve effect van de BABE-reactor op de effluentkwaliteit.

De hoeveelheid nitrificeerders die geënt worden is namelijk een resultante van de groei en de afsterving in de BABE-reactor. De groei is afhankelijk van de stikstofvracht. De afsterving is afhankelijk van een aantal factoren waaronder de slibverblijftijd in de BABE-reactor. De optimale slibverblijftijd in de BABE-reactor ligt tussen ca. 0,5 tot maximaal 2 dagen, afhankelijk van onder andere de stikstofvracht, temperatuur en fractie nitrificeerders in het actiefslib.

### *Ondersteuning praktijkproeven met simulaties*

Modellering heeft tijdens dit onderzoek een belangrijke rol gespeeld. De praktijkresultaten konden goed worden gesimuleerd. Aan de hand van het gekalibreerde model kan het effect van de BABE-reactor worden doorgerekend onder situaties die tijdens de proefperiode niet zijn opgetreden (zoals een aangepast BABE-volume en lagere en hogere temperaturen).

Een situatie die is doorgerekend, na enkele aanpassingen aan het model, is een volledig nitrificerende AT waar geen denitrificatie optreedt wegens het ontbreken van een denitrificatiezone. De simulaties laten zien dat door toepassing van de een BABE-technologie in deze situatie de mogelijkheid ontstaat de nitrificatieruimte te verkleinen en in plaats daarvan een denitrificatieruimte te creëren. Hierdoor daalt de totale stikstofvracht in het effluent.

## 6 SLOTBESCHOUWING

### 6.1 Samenvattende conclusie

Uit de resultaten van het praktijkonderzoek op de rwzi Garmerwolde kan worden geconcludeerd dat de BABE-technologie zich heeft bewezen als een volwaardig alternatief voor de behandeling van rejectiewater. De rwzi Garmerwolde heeft een aantal specifieke kenmerken wat betreft hoeveelheid en samenstelling van het rejectiewater. In dit hoofdstuk zijn de resultaten van het onderzoek in een breder perspectief geplaatst.

Allereerst is in paragraaf 6.2 aangegeven welke aspecten een rol spelen bij het ontwerp van de BABE-reactor en welke invloed de specifieke omstandigheden hierop hebben. Vervolgens zijn in paragraaf 6.3 de ontwerpgrondslagen van de BABE-reactor weergegeven en is de toepasbaarheid van de BABE-technologie in Nederland beschreven in paragraaf 6.4.

### 6.2 Ontwerp- en bedrijfsaspecten BABE-technologie

De resultaten besproken in dit rapport zijn specifiek voor de situatie van de rwzi Garmerwolde. De rwzi Garmerwolde heeft de volgende specifieke kenmerken:

- de aanvoer van extern slib waardoor de stikstofvracht in het rejectiewater relatief groot is;
- een relatief lage alkaliniteit van het rejectiewater;
- een relatief lage temperatuur van het rejectiewater;
- een actiefslibstelsel dat hoogbelast is.

In deze paragraaf is aangegeven welke aspecten kunnen afwijken op andere rwzi's. Dit betreft achtereenvolgens de stikstofbalans, de koolstofbrondosering, de pH-regeling en de proces-temperatuur.

#### 6.2.1 Stikstofbalans rwzi

Op de rwzi Garmerwolde wordt een groot deel van het te vergisten en ontwateren slib van elders aangevoerd, zoals beschreven in paragraaf 3.2.2. Dit houdt in dat de stikstofbelasting die via het rejectiewater de hoofdstroom belast relatief groot is.

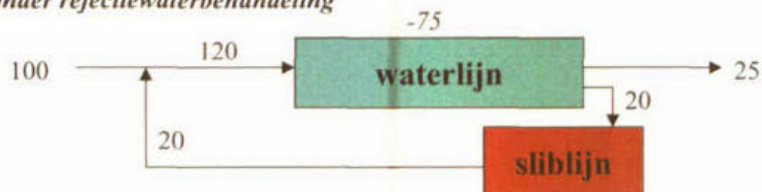
De resultaten van het praktijkonderzoek zijn vertaald naar een conventionele rwzi met slibgisting en ontwatering, maar zonder aanvoer van extern slib. Voor deze rwzi is voor een viertal situaties stikstofbalansen opgesteld welke zijn weergegeven in Afbeelding 26.

Uitgangspunt is een rwzi waarbij 75%  $N_{KJ}$ -verwijdering in de hoofdstroom plaatsvindt en 20% van de aangevoerde stikstof via het rejectiewater teruggevoerd wordt (Afbeelding 26, situatie 1). Bij toepassing van rejectiewaterbehandeling zonder enting is het effect op het de stikstofverwijdering aangegeven in situatie 2 van Afbeelding 26.

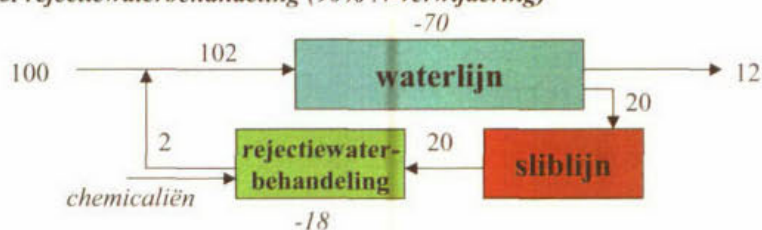
De stikstofverwijdering in de rejectiewaterbehandelingsinstallatie bedraagt 18% en de stikstofverwijdering van de totale rwzi neemt toe van 75 tot 88%. De stikstofverwijdering in de beluchtingstank neemt enigszins af van 75 tot 70% omdat de rejectiewatervracht verdwijnt en daardoor de nitrificatie-activiteit in de beluchtingstank ook enigszins afneemt. Dit effect is ook waargenomen tijdens de praktijkproeven op de rwzi Garmerwolde.

Bij toepassing van de BABE-technologie neemt de stikstofverwijdering in de beluchtingstank enigszins toe dankzij het enteffect vanuit de BABE-reactor. Hierdoor neemt de totale stikstofverwijdering toe tot 95% (Afbeelding 26, situatie 3).

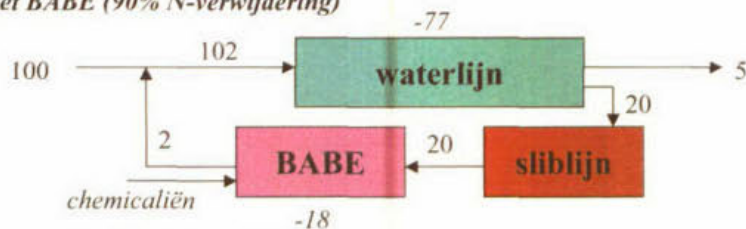
1. rwzi zonder rejectiewaterbehandeling



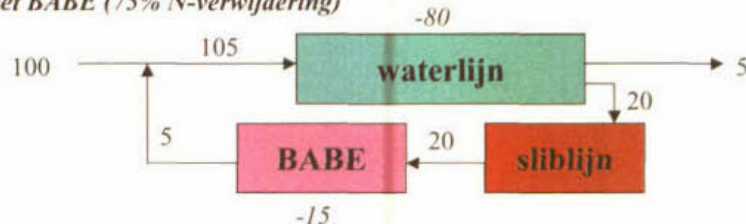
2. rwzi met rejectiewaterbehandeling (90% N-verwijdering)



3. rwzi met BABE (90% N-verwijdering)



4. rwzi met BABE (75% N-verwijdering)



Afbeelding 26

Stikstofbalans (kg  $N_{Kj}$ /d) bij een conventionele rwzi onder verschillende procesomstandigheden

Bij de toepassing van rejectiewaterbehandeling is de over-all stikstofbalans van belang. Niet alleen de stikstofverwijdering in de rejectiewaterbehandelingsinstallatie, maar ook de invloed daarvan op de stikstofverwijdering in het hoofdproces dient te worden beschouwd. Dit kan leiden tot een optimalisatie waarbij de effluentkwaliteit, het entefect en het chemicaliënverbruik van de rejectiewaterbehandelingsinstallatie tegen elkaar kunnen worden afgewogen. Een hoger stikstofverwijderingsrendement is alleen haalbaar bij een langere slibverblijftijd. De simulatieberekeningen hebben aangetoond dat het entefect afneemt bij een toename van de slibverblijftijd. Het toestaan van een lager verwijderingsrendement in de BABE-reactor kan daardoor een gunstig effect hebben op de stikstofverwijdering van de totale rwzi. Situatie 4 in Afbeelding 26 toont het effect bij een minder vergaande stikstofverwijdering in de BABE-reactor. Ondanks het lagere nitrificatierendement van de BABE-reactor (75%) is de effluentkwaliteit van de totale rwzi gelijk aan die in situatie 3 (BABE-reactor met 90% nitrificatie). Dit is een gevolg van een vermindering van de afsterving van nitrificeerders in de BABE-reactor en daardoor een toename van het entefect. Dit leidt vervolgens tot een toename van de nitrificatiecapaciteit van de hoofdstroom tot 80 kg N/d en een effluentkwaliteit van eveneens 5 kg N/d.

Een zelfde optimalisatie kan worden gemaakt voor het denitrificatie-rendement in verhouding tot het methanol- en/of natronloogverbruik.

### 6.2.2 Koolstofbron

Uit de praktijkproeven is gebleken dat denitrificatie zonder externe koolstofbrondosering mogelijk is. Het denitrificatierendement bedroeg 66% op basis van de gevormde nitraatvrucht en 49% op basis van de totaalstikstofvrucht van het behandelde rejectiewater.

De mate waarin denitrificatie kan plaatsvinden verschilt per rwzi en is afhankelijk van de beschikbaarheid en de eigenschappen van de koolstofbron in het rejectiewater en in het actief-slib. Als het slib hoogbelast is, zoals op de rwzi Garmerwolde, zal het nog veel geadsorbeerde voedingsstoffen bevatten als koolstofbron voor de denitrificatie kunnen dienen. Bij laagbelaste actiefslibsystemen is deze beschikbaarheid lager en is mogelijk een aanvullende methanol-dosering benodigd, afhankelijk van het gewenste denitrificatierendement in de BABE-reactor.

Middels denitrificatietesten met het rejectiewater en het retourslib kan een indicatie worden verkregen van de hoeveelheid denitrificatie die mogelijk is zonder externe koolstofbrondosering.

### 6.2.3 pH-regeling

Over het algemeen is de alkaliniteit van rejectiewater (in mol/l) gelijk aan of hoger dan de hoeveelheid ammonium (in mol/l). In de BABE-reactor is dan geen natronloog- of kalkdosering benodigd, indien (een gedeelte van) het gevormde nitraat wordt gedenitrificeerd.

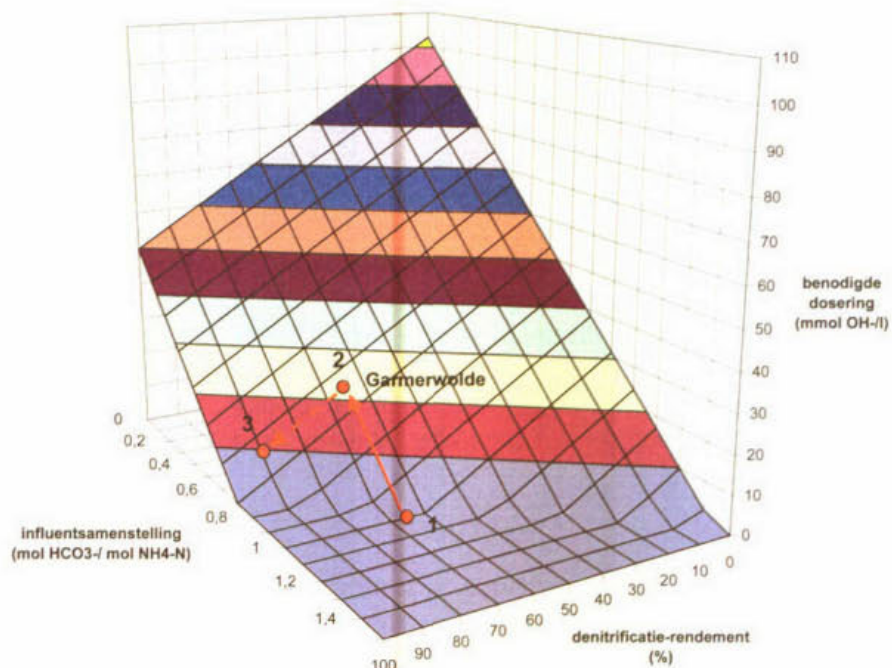
De alkaliniteit van het rejectiewater van de slibverwerking van Garmerwolde was relatief laag doordat dosering van ijzerchloride in de slibverwerking plaatsvond. De molaire verhouding tussen alkaliniteit en ammonium bedroeg circa 0,65. Om een ongewenste pH-verlaging in de BABE-reactor te voorkomen was daarom een kalkdosering nodig.

De pH in een BABE-reactor, en andere biologische rejectiewaterbehandelingssystemen, kan op twee manieren in de hand worden gehouden:

1. door het denitrificatieproces te sturen (eventueel met aanvullende methanoldosering);
2. door dosering van natronloog (of kalk).

De relatie tussen de influentsamenstelling ( $\text{HCO}_3^-/\text{NH}_4\text{-N}$  verhouding), het denitrificatierendement (in %) en de benodigde hoeveelheid natronloog (in mmol  $\text{OH}^-/\text{l}$ ) is grafisch weergegeven in Afbeelding 27.

- 1 In deze afbeelding is uitgegaan van de instellingen die tijdens het proefonderzoek zijn gehanteerd (nitrificatierendement = 74%, retourslib/influent ratio = 50%, alkaliniteit retourslib = 6 mmol/l).
- 2 Met de doorgetrokken pijl is aangegeven welk effect de afname van de alkaliniteit (door  $\text{FeCl}_3$ -dosering bij de slibverwerking) op de rwzi Garmerwolde heeft gehad. Het loogverbruik is toegenomen van 0 tot 23 mmol/l.
- 3 Met de gestippelde pijl is weergegeven welk effect een verhoging van het denitrificatierendement heeft op het natronloogverbruik. Bij toename van het denitrificatierendement van 66% tot 90% neemt het natronloogverbruik af van 23 tot 10 mmol/l.



**Afbeelding 27**  
Benodigde loogdosering in relatie tot de influentsamenstelling en het denitrificatierendement

Bij het ontwerp van een BABE-reactor dient derhalve een afweging te worden gemaakt tussen nitrificatierendement, denitrificatierendement (en eventueel aanvullend methanolverbruik) en loogverbruik.

#### 6.2.4 Procestemperatuur

Doordat een relatief groot aandeel extern slib op de rwzi Garmerwolde wordt aangevoerd, is de gemiddelde temperatuur van het rejectiewater relatief laag. De gemiddelde procestemperatuur in de BABE-reactor was diensgevolge ook laag, namelijk 23°C.

Indien alleen rejectiewater wordt behandeld dat wordt geproduceerd op de locatie zal de temperatuur van dit water 30-35°C bedragen. De procestemperatuur in de BABE-reactor zal dan dankzij de warmte-productie van de exotherme omzettingsprocessen en de koeling door middel van het toegevoegde retourslib, eveneens hoger dan 30°C zijn. In dat geval zullen de omzettingsprocessen sneller verlopen en zal het volume van de BABE-reactor kleiner kunnen zijn.

#### 6.2.5 Opstart BABE-reactor

Een BABE-reactor kan in een zeer korte tijd van ca. 2 tot 4 weken worden opgestart. De lengte van de opstartperiode is afhankelijk van de nitrificatiecapaciteit van het actiefslib. Als het actiefslib reeds enige mate van nitrificatiecapaciteit bevat zal de opstart snel verlopen. Dit zal met name het geval zijn in de zomermaanden. In de winter wanneer de temperatuur laag zal het vaak voorkomen dat het slib nauwelijks of geen nitrificerende bacteriën bevat. De "ingroei" van nitrificeerders zal dan meer tijd vergen (afhankelijk van de temperatuur in de BABE-reactor).

In de eerste paar dagen moet de vracht actiefslib naar de BABE-reactor niet groter zijn dan de spuislibproductie. Dit omdat anders de drogestof concentratie in de AT zal dalen omdat in het begin de vracht actiefslib uit de BABE-reactor naar de AT laag zal zijn. Tevens zal in de eerste paar dagen het spuislibregime moeten worden verlaagd tot in de BABE-reactor het gewenste drogestof gehalte is bereikt.

### 6.3 Ontwerpgrondslagen BABE-reactor

In Tabel 18 zijn in het kort de ontwerpgrondslagen van de BABE-reactor weergegeven. De dimensionering is zeer locatiespecifiek.

**Tabel 18**  
**Ontwerpgrondslagen BABE-reactor**

|                                                                         |                                                                                                                                                                                                                                                                                     |
|-------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Verhouding<br>debiet rejectiewater : debiet aanvoer retourslib          | 1 : 0,3<br><br>Indien de temperatuur in de BABE verhoogt, meer slibaanvoer. Indien temperatuur verlaagt, minder slibaanvoer.                                                                                                                                                        |
| Slibverblijftijd in de BABE-reactor                                     | 0,5 tot 2 dagen<br><br>Afhankelijk van totale stikstofvracht, temperatuur en fractie nitrificeerders in het actiefslib.<br>Temperatuur hoger → slibverblijftijd korter<br>Fractie nitrificeerders hoger → slibverblijftijd korter<br>Stikstofvracht hoger → slibverblijftijd langer |
| Hydraulische verblijftijd BABE-reactor<br>(rejectiewater + slibaanvoer) | 0,3 tot 1 dag<br><br>Afhankelijk van de stikstofconcentratie in het rejectiewater<br><br>N-conc. laag → verblijftijd korter<br>N-conc. hoog → verblijftijd langer                                                                                                                   |
| Nitrificatiesnelheid                                                    | Afhankelijk van de temperatuur en $\text{NH}_4$ -concentratie in BABE-reactor<br><br>$\pm 300 \text{ gNH}_4/\text{kgOS}/\text{dag}$ bij $35^\circ\text{C}$                                                                                                                          |
| Denitrificatiesnelheid                                                  | Afhankelijk van de temperatuur en koolstofbron<br><br>$\pm 100 \text{ gNO}_3/\text{kgOS}/\text{dag}$ bij $35^\circ\text{C}$                                                                                                                                                         |
| Ammonium concentratie effluent BABE-reactor                             | 50 – 150 mgN/l                                                                                                                                                                                                                                                                      |
| Verhouding beluchte : onbeluchte tijd                                   | Afhankelijk van gewenst denitrificatierendement en eventuele koolstofbrondosering en bezinkingseigenschappen van het slib (lengte bezinkfase)                                                                                                                                       |
| Beluchtingscapaciteit                                                   | Hoofdzakelijk afhankelijk van de te verwijdering stikstofvracht                                                                                                                                                                                                                     |

## 6.4 Toepasbaarheid BABE-technologie

Een belangrijke vereiste voor de toepasbaarheid van de BABE-technologie is de aanwezigheid van een geconcentreerde stikstofstroom. Een veel voorkomende geconcentreerde stikstofstroom op rwzi's in Nederland is het rejectiewater van een slibgisting. Maar ook externe stikstofbronnen kunnen worden gebruikt, bijvoorbeeld van nabijgelegen industrie.

Hieronder worden enkele voorbeelden van situaties genoemd waarbij de BABE-technologie toepasbaar is ter verbetering van de stikstofverwijdering.

### **Uitbreiding rwzi**

Als gevolg van de verscherpte stikstofeisen dienen in Nederland nog een aantal rwzi's een uitbreiding te ondergaan. Het betreft met name grotere rwzi's met slibgisting die in de zeventiger en tachtiger jaren zijn uitgelegd op BZV en SS-verwijdering en nitrificatie gedurende een gedeelte van het jaar. Met behulp van de BABE-technologie worden de investeringskosten lager omdat kleiner gedimensioneerd kan worden (kleiner nitrificatievolume in de aëratietank).

### **Bij onvolledige nitrificatie**

De BABE-technologie kan worden toegepast indien in het hoofdproces onvolledige nitrificatie plaatsvindt. De nitrificatiecapaciteit van het actiefslibproces wordt verhoogd waardoor de rwzi mogelijk verder niet uitgebreid hoeft te worden. Ook kan de enting van nitrificeerders het nitrificatieproces in de hoofdstroom minder kwetsbaar maken voor verstoringen. Op deze wijze wordt met de BABE-technologie bespaard op de investeringskosten.

### **Bij onvoldoende denitrificatie**

Rejectiewaterbehandeling volgens de BABE-technologie kan ook in een volledig nitrificerende rwzi worden toegepast. Door de enting van de nitrificerende bacteriën kan de denitrificatieruimte binnen het bestaande volume toenemen en de effluentkwaliteit verbeteren.

Afhankelijk van de configuratie van de rwzi zullen mogelijk nog aanpassingen ten aanzien van nitrificatie en/of denitrificatie moeten plaatsvinden. Een aandachtspunt is de beluchtingscapaciteit van de bestaande rwzi. Om tot volledige nitrificatie over te gaan in een bestaande rwzi zal voldoende beluchtingscapaciteit aanwezig moeten zijn.

### **Bij hoge rejectiewatertemperaturen (> 30°C)**

De BABE-technologie is zeer geschikt voor de behandeling van rejectiewater met een hoge temperatuur. Omdat de BABE-reactor een zelfkoelend systeem is, is aanvullende koeling door bijvoorbeeld warmtewisseling niet nodig. Dit verlaagt de investeringskosten en exploitatiekosten.

### **Bij realisatie van een centrale slibverwerkingsinrichting**

Bij de realisatie van een centrale slibverwerkingsinrichting zal de stikstofbelasting op een rwzi aanzienlijk toenemen. Het ent-effect van de BABE zal dan door de relatieve hoge stikstofvracht in het rejectiewater zeer groot zijn.

### **Bij hoge eisen aan het rendement van de rejectiewaterbehandeling**

In de BABE-reactor wordt genitrificeerd via de nitraat route. Via deze route kunnen hoge nitrificatierendementen worden behaald.

Kort samengevat:

De BABE-reactor kan onder veel omstandigheden een substantiële bijdrage leveren aan de stikstofverwijderingcapaciteit van een rwzi.

| Begrip        | Omschrijving                                                                                                                                                                           |
|---------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| ASM 1         | Activated Sludge Model No. 1                                                                                                                                                           |
| AT            | Actiefslibtank / Aeratietank                                                                                                                                                           |
| BABE          | Bio-Augmentation Batch Enhanced – biologische rejectiewaterbehandelings-technologie waarbij enting van nitrificerders aan de hoofdstroom plaatsvindt                                   |
| BZV           | Biologisch Zuurstof Verbruik                                                                                                                                                           |
| CZV           | Chemisch Zuurstof Verbruik                                                                                                                                                             |
| Nitrobacter   | Bacteriegroep welke nitraat of nitriet omzet tot stikstofgas                                                                                                                           |
| Nitrosomonas  | Bacteriegroep welke ammonium omzet tot nitraat of nitriet                                                                                                                              |
| Nkj           | Kjeldahl-stikstof: alle stikstofverbindingen exclusief het nitraat en nitriet                                                                                                          |
| Rejectiewater | Het stikstofrijke water dat ontstaat na het ontwateren van uitgegist- slib met een centrifuge, zeefbandpers of kamerfilterpers. Wordt ook wel filtraat en centraat genoemd.            |
| rwzi          | Rioolwaterzuiveringsinrichting                                                                                                                                                         |
| SRT           | Slib Retentie Tijd, oftewel slibverblijftijd (uitgedrukt in dagen)<br>Totale hoeveelheid slib in het actiefslibstelsel in kg gedeeld door de dagelijkse hoeveelheid spuislib in kg/dag |



| Symbool                       | Omschrijving                                                                 | Eenheid                |
|-------------------------------|------------------------------------------------------------------------------|------------------------|
| BZV                           | Biologisch Zuurstof Verbruik                                                 | [mg O <sub>2</sub> /l] |
| CZV                           | Chemisch Zuurstof Verbruik                                                   | [mg O <sub>2</sub> /l] |
| f <sub>N</sub>                | Fractie nitrificeerders                                                      | [-]                    |
| HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | bicarbonaat                                                                  | [mg/l]                 |
| K <sub>BZV</sub>              | Monod-constante voor BZV bij denitrificatie                                  | [mg/l]                 |
| K <sub>NH4</sub>              | Monod-constante voor ammonium bij nitrificatie                               | [mg/l]                 |
| K <sub>NO3</sub>              | Monod-constante voor nitraat bij denitrificatie                              | [mg/l]                 |
| K <sub>O2</sub>               | Monod-constante voor zuurstof bij nitrificatie                               | [mg/l]                 |
| K <sub>O2,r</sub>             | Monod-constante voor zuurstof bij denitrificatie                             | [mg/l]                 |
| K <sub>S</sub>                | Monod-constante; substraatconcentratie waarbij $\mu = \frac{1}{2}\mu_{\max}$ | [mg/l]                 |
| NH <sub>4</sub> -N            | Ammonium-stikstof                                                            | [mg N/l]               |
| N <sub>kj</sub>               | Kjeldahl-stikstof                                                            | [mg N/l]               |
| NO <sub>2</sub> -N            | Nitriet-stikstof                                                             | [mg N/l]               |
| NO <sub>3</sub> -N            | Nitraat- stikstof                                                            | [mg N/l]               |
| r <sub>N</sub>                | Nitrificatiesnelheid                                                         | [g N/(g DS.d)]         |
| [X]                           | Concentratie van X                                                           | [mg/l]                 |
| Y <sub>x</sub>                | Drogestof opbrengst (yield) voor substraat x                                 | [g DS/g X]             |
| $\mu$                         | Groeisnelheid van een micro-organisme                                        | [d <sup>-1</sup> ]     |
| $\mu_{\max}$                  | Maximum groeisnelheid                                                        | [d <sup>-1</sup> ]     |
| $\mu_{\max,T}$                | Maximale groeisnelheid bij 15°C                                              | [d <sup>-1</sup> ]     |



- [1] Akkermans A.D.L. (2001)  
College P200-210 ([www.ftns.wau.nl/micr/CollegeP200-210.htm](http://www.ftns.wau.nl/micr/CollegeP200-210.htm))  
Laboratorium voor microbiologie Wageningen Universiteit.
- [2] Bos, A.H. (1998)  
Biologische stikstofverwijdering in hoogbelaste rwzi's met behulp van de BABE-reactor  
Afstudeerverslag Van Hall Instituut, 1998
- [3] Hellinga C., M.C.M. van Loosdrecht, J.J. Heijnen  
Ammoniumverwijdering uit geconcentreerde stromen middels het SHARON proces  
Vakgroep Bioprocestechnologie, TU-Delft
- [4] Loosdrecht, M.C.M.; M. Jetten (1996).  
De RWZI (AWZI) van de toekomst; een combinatie van het ANAMMOX-proces en het SHARON-proces  
STOWA prijsvraag 1996
- [5] Mulder, J.W.; M.C.M. van Loosdrecht, C. Hellinga, R. van Kempen (2001)  
Full-scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering.  
Water Science and Technology Vol. 43 No 11 pp 127-134, IWA Publishing and the authors 2001.
- [6] Perthaler, Jakob; Frank Oliver Glöckner, Wilhelm Schönhuber, Rudolf Amann  
Fluorescence in situ hybridization with rRNA-targeted oligonucleotide probes  
J.Paul (ed.), Methods in Microbiology: Marine Microbiology, vol. 30. Academic Press Ltd, London
- [7] Salem S.; D.H.J.G. Berends; J.J. Heijnen; M.C.M. van Loosdrecht (2002)  
Model-based evaluation of a new upgrading concept for N-removal  
Water Science and Technology, Vol 45 No 6 pp 169-176, © IWA Publishing 2002
- [8] STOWA (1993)  
Handboek stikstofverwijdering  
STOWA, Programma PN-1992, rapport 93-07
- [9] STOWA (1994)  
RWZI-2000, Mogelijkheden tot optimalisatie van de biologische stikstofeliminatie  
STOWA, rapport 94-09
- [10] STOWA (1995)  
Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen; Evaluatie van Nederlandse praktijkonderzoeken  
STOWA, Rapport 95-08
- [11] STOWA (1995)  
Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen; Praktijkonderzoek aan de Membraan-bioreactor bij de slibverwerkingsinstallatie Sluisjesdijk  
STOWA, Rapport 95-09

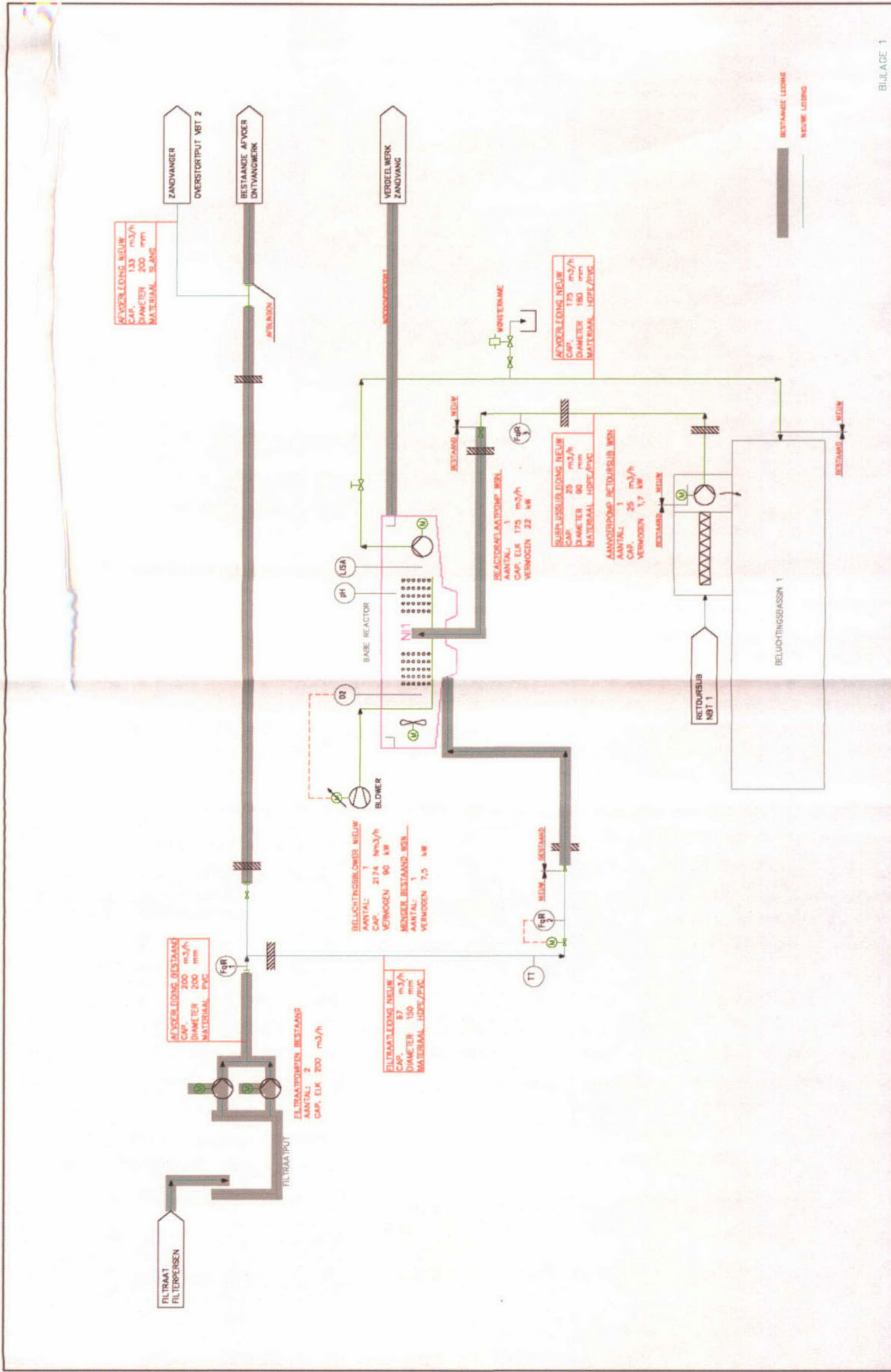
- [12] STOWA (1995)  
Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen;  
Praktijkonderzoek aan de driefasen-airliftreactor bij de rwzi Utrecht  
STOWA, Rapport 95-10
- [13] STOWA (1995)  
Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen;  
Praktijkonderzoek aan stoomstrippen met dampverdichting bij de rwzi Amsterdam-Oost  
STOWA, Rapport 95-11
- [14] STOWA (1995)  
Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen;  
Praktijkonderzoek aan lucht- en stoomstripinstallaties bij de rwzi Utrecht  
STOWA, Rapport 95-12
- [15] STOWA (1995)  
Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen;  
Praktijkonderzoek aan het MAP/CAFR-proces bij rwzi Utrecht  
STOWA, Rapport 95-13
- [16] STOWA (1995)  
Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen;  
Afzetmogelijkheden voor de reststoffen van stripper- en MAP-proces  
STOWA, Rapport 95-14
- [17] STOWA (1995)  
Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen;  
Praktijkonderzoek aan de membraan-bioreactor bij de slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk  
STOWA, Rapport 95-15
- [18] STOWA (1996)  
Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen;  
Enkelvoudig reactorsysteem voor ammoniumverwijdering via nitriet  
STOWA, Rapport 96-01
- [19] STOWA (1996)  
Methoden voor influentkarakterisering. Inventarisatie en richtlijnen  
STOWA, Rapport 96-08
- [20] STOWA (1996)  
ANAMMOX  
STOWA, Rapport 96-21
- [21] STOWA (1997)  
Stikstofverwijdering bij lage BZV/N-verhouding; Stikstofeliminatie via nitriet in de  
hoofdstroom van actiefslibprocessen  
STOWA, Rapport 97-34

- [22] STOWA (1998)  
Modellering van zuiveringsprocessen; woordenlijst  
STOWA, Rapport 98-28
  
- [23] STOWA (2000)  
Het gecombineerde SHARON/ANAMMOXproces. Een duurzamer methode voor  
N-verwijdering uit slibgistingwater  
STOWA, Rapport 2000-25
  
- [24] STOWA (2000)  
Simba protocol, Richtlijnen voor het dynamisch modelleren van actiefslibsystemen  
STOWA, Rapport 2000-16



**BIJLAGE 1**

**PROCES- EN INSTRUMENTATIEDIAGRAM VAN DE  
BABE-REACTOR (DE P&ID).**



BIJLAGE 1

|                                    |                                                                                            |                                                                               |                        |  |
|------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------|------------------------|--|
| <b>STOWA</b><br>WS NOORDERZIJLVEST | <b>BASE REACTOR</b><br>OVERZICHT: MATERIEEL<br>TYPE: ONTVAANGPUT<br>TITEL: NWT GARNERWOLDE |                                                                               | <b>STREEPSKETS</b><br> |  |
|                                    | PROJECT: R276-01<br>DOCUMENT ID: R276-01-01<br>REVISIE: 0<br>MAAT / TOTAAL: /              | PROJECT: R276-01<br>DOCUMENT ID: R276-01-01<br>REVISIE: 0<br>MAAT / TOTAAL: / | <b>OPTIMISEREN</b><br> |  |

## **BIJLAGE 2**

## **TECHNOLOGISCHE ASPECTEN VAN BIOLOGISCHE REJECTIEWATERBEHANDELING**

## TECHNOLOGISCHE ASPECTEN VAN BIOLOGISCHE REJECTIEWATERBEHANDELING

### Nitrificatie / denitrificatie

#### Stoichiometrie van nitrificatie

In aërobe zuiveringsinstallaties wordt ammonium door twee groepen autotrofe bacteriën geoxideerd tot nitraat. Hierbij oxideert *Nitrosomonas* species ammonium tot nitriet en *Nitrobacter* species het nitriet vervolgens tot nitraat.

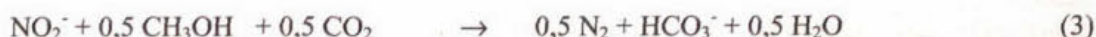
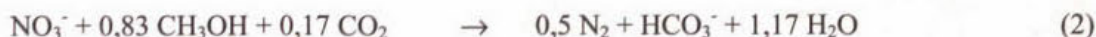
De reactievergelijken van het nitrificatieproces zijn:



Bij de nitrificatie van ammonium komt warmte vrij; 29,5 Joule per mgNH<sub>4</sub>-N geoxideerd.

#### Stoichiometrie van denitrificatie

Het nitraat of het nitriet wordt door verschillende typen heterotrofe bacteriën omgezet tot stikstofgas. Bij gebruik van methanol als koolstofbron en electrondonor kan de stoichiometrie voor de denitrificatie van respectievelijk nitraat en nitriet als volgt worden weergegeven:



Omdat de valentie van N in NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (+3) lager is dan die in NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (+5), is de electrondonorgift in de vorm van methanol 40% lager indien nitriet wordt omgezet i.p.v. nitraat.

#### Kinetiek van nitrificatie

De snelheid waarmee de omzettingsprocessen verlopen wordt bepaald door de groeisnelheden van de micro-organismen. Voor nitrificatie kan de groeisnelheid als volgt worden geformuleerd [3]:

$$\mu = \mu_{\max} * \frac{[\text{NH}_4]}{K_{\text{NH}_4} + [\text{NH}_4]} * \frac{[\text{O}_2]}{K_{\text{O}_2} + [\text{O}_2]} \quad (4)$$

Op basis van de groeisnelheid voor nitrificatie kan de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-oxydatiesnelheid of nitrificatiesnelheid  $r_N$  (gram N per gram d.s. per tijdseenheid) worden bepaald. Hierbij spelen de volgende parameters een rol:

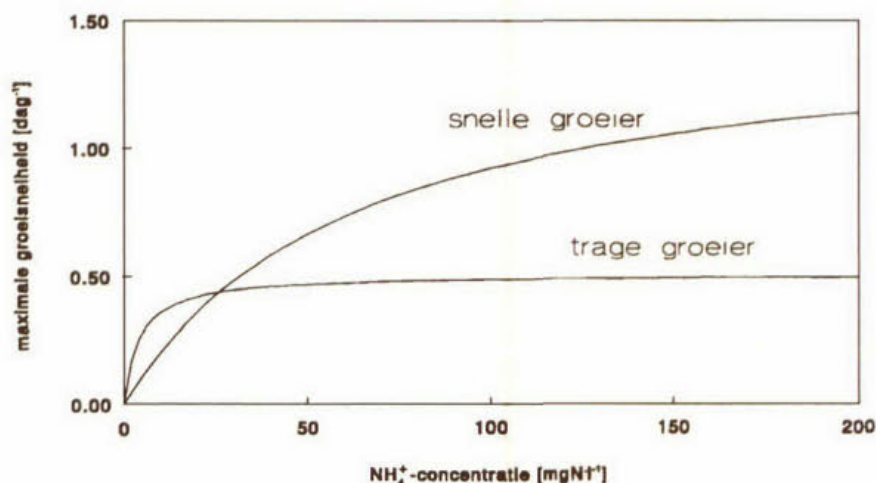
1. maximale groeisnelheid  $\mu_{\max}$ ;
2. drogestof-opbrengst  $Y_N$  (kg d.s./kg geoxydeerd NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N);
3. fractie nitrificerende organismen in het slib ( $f_N$ ).

Onderstaande vergelijking 2.5 beschrijft de theoretische NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-verwijdering in relatie tot de concentraties NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en O<sub>2</sub> en de temperatuur.

$$r_N = \mu_{\max,15} * 1,103^{(T-15)} * \frac{f_N}{Y_N} * \frac{[\text{NH}_4^+]}{K_{\text{NH}_4} + [\text{NH}_4^+]} * \frac{[\text{O}_2]}{K_{\text{O}_2} + [\text{O}_2]} \quad (5)$$

In vergelijking 2.4 en 2.5 wordt aangegeven dat de omzettingssnelheid van ammonium gestimuleerd wordt door hoge ammonium en zuurstofconcentraties (zie Afbeelding 1). Ook de fractie nitrificerende micro-organismen, de pH en de temperatuur hebben een belangrijke effect op de nitrificatiesnelheid.

- de fractie nitrificeerders is met name afhankelijk van de BZV/N verhouding, hoe groter het aandeel stikstof des te groter de fractie nitrificeerders;
- de invloed van de pH of de nitrificatiesnelheid hangt samen met de inhibitie door ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) en salpeterigzuur ( $\text{HNO}_2$ );
- de nitrificatiesnelheid neemt toe bij hogere temperaturen.



Afbeelding 1

Snelle en langzame nitrificeerders (resp. *Nitrosomanas* en *Nitrobacter*) [8]

#### Kinetiek van denitrificatie

Voor denitrificatie kan de groeisnelheid als volgt worden geformuleerd [3]:

$$\mu_{NO_3} = \mu_{\max, NO_3} * \frac{[NO_3^-]}{K_{NO_3} + [NO_3^-]} * \frac{[BZV]}{K_{BZV} + [BZV]} * \frac{K_{O_2}}{K_{O_2,r} + [O_2]} \quad (6)$$

In vergelijking 6 wordt aangegeven dat de omzettingssnelheid van nitraat (of nitriet) gestimuleerd wordt door hoge nitraat- (of nitriet) en BZV-concentraties en wordt afgeremd door hoge zuurstofconcentraties.

#### Alkaliniteit

Uit bovenstaande blijkt dat de pH een grote invloed heeft op de nitrificatiesnelheden. De optimale pH voor nitrificatie is 7 – 7,5. Een goede pH-regeling is daarom van belang.

Uit vergelijk 2.1 blijkt dat per mol ammonium omgezet, twee protonen worden vrijgegeven. Ter neutralisatie van die protonproductie zijn er drie mogelijkheden.

##### 1) Denitrificatie

Bij denitrificatie wordt per mol nitraat of nitriet weer 1 proton opgenomen. Volledige denitrificatie zorgt er dus voor dat van de twee protonen vrijgekomen bij nitrificatie er weer 1 wordt opgenomen.

## 2) Neutralisatie via bicarbonaat

Bij de gisting van slib wordt  $\text{CO}_2$  geproduceerd. Dit  $\text{CO}_2$  lost deels op in de waterfase als bicarbonaat met het volgende bicarbonaat evenwicht:



Het bicarbonaat reageert met protonen tot  $\text{CO}_2$ . Bij beluchting vindt feitelijk verwijdering van protonen plaats doordat  $\text{CO}_2$  wordt gestript.

## 3) Loogdosering

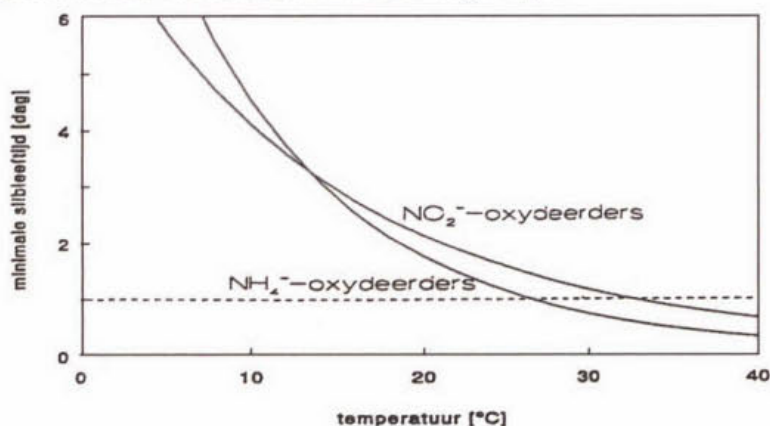
Door het toevoegen van een externe base zoals loog of kalk kan de pH vanzelfsprekend ook gereguleerd worden.

Het benodigde denitrificatierendement of een eventuele aanvullende loogdosering is sterk afhankelijk van de alkaliniteit van het proceswater. In rejectiewater is over het algemeen de bicarbonaatconcentratie (ofwel alkaliniteit) op molaire basis even hoog of iets hoger dan de ammoniumconcentratie [3]. Dit betekent dat bij volledige denitrificatie de pH constant kan worden gehouden omdat één van twee protonen wordt opgenomen door denitrificatie en het andere proton wordt gebufferd door de alkaliniteit van het rejectiewater.

## Temperatuur

Het belangrijkste temperatureffect is de beïnvloeding van de groeisnelheid van micro-organismen. De optimale temperatuur voor nitrificatie en denitrificatie ligt rond de  $37^\circ\text{C}$ . De temperatuur van rejectiewater is over het algemeen  $30 - 35^\circ\text{C}$ . Echter bij de nitrificatie van rejectiewater wordt veel warmte gevormd vanwege de zeer hoge ammoniumconcentraties. De temperatuur kan hierdoor zonder koeling boven de  $40^\circ\text{C}$  komen. De groeisnelheid en de omzettingssnelheden nemen dan snel af en koeling is noodzakelijk.

De gevoeligheid voor temperatuur is niet voor ieder micro-organisme gelijk. De groeisnelheid van ammonia-oxydeerders (*Nitrosomonas*) stijgt iets sterker met de temperatuur dan de groeisnelheid van de nitriet-oxydeerders (*Nitrobacter*). Rond de  $10^\circ\text{C}$  is de maximale groeisnelheid van *Nitrobacter* significant hoger dan die van *Nitrosomonas*, bij  $20^\circ\text{C}$  is dit omgekeerd (zie Afbeelding 2). Het omslagpunt ligt ongeveer bij  $14^\circ\text{C}$  [3]. Vanwege de hoge temperatuur van het rejectiewater zal daarom in een biologisch rejectiewaterbehandelingssysteem de groeisnelheid van *Nitrosomonas* het hoogst zijn.



Afbeelding 2

Het effect van de temperatuur op de maximale groeisnelheid van *Nitrosomonas* ( $\text{NH}_4^+$ -oxydeerders) en *Nitrobacter* ( $\text{NO}_2^-$ -oxydeerders) [5]

## **BIJLAGE 3      REJECTIEWATERBEHANDELINGSTECHNIEKEN**

## REJECTIEWATERBEHANDELINGSTECHNIKEN

### Ammoniak strippen

Een groot deel van de stikstof in de te behandelen retourstroom is in de vorm van ammonium aanwezig. Door de pH van de vloeistof te verhogen verschuift het dissociatie-evenwicht van ammonium/ammoniak naar de ammoniak zijde. Ammoniak is een in water goed oplosbaar gas en in deze vorm stripbaar. Hiervoor wordt het waterstroom in contact gebracht met een gasfase. De gasfase is arm aan ammoniak, waardoor ten gevolge van het concentratieverschil ammoniak-overdracht naar de gasfase optreedt.

Een gebruikelijke uitvoeringsvorm van het stripproces is een striptoren. Hierin wordt in het algemeen water in tegenstroom in contact gebracht met de gasfase. Om het uitwisselend oppervlak te vergroten is in de striptoren een pakking aangebracht [13] [14].

Bij het stripproces wordt onderscheid gemaakt tussen stoomstrippen en luchtstrippen. Het voornaamste verschil tussen de genoemde twee typen stripprocessen bestaat uit de nabehandeling van de ammoniakrijke gasfase. Bij luchtstrippen bestaat deze meestal uit het wassen van een zuur, waarbij het ammoniumzout ontstaat. Ook is het mogelijk om de ammoniakhoudende lucht (katalytisch) te verbranden, zodat geen reststoffen ontstaan. Bij stoomstrippen wordt de ammoniakrijke stoom gecondenseerd, waarna de ammoniakale oplossing door reflux in een rectificeerkolom wordt geconcentreerd [13] [14].

### MAP/CAFR-proces

Het MAP-proces is gebaseerd op de vorming van de onoplosbare magnesiumammoniumfosfaat (MAP). Aan het te behandelen ammoniumrijke water worden magnesium en fosfaat toegevoegd, waarna de juiste pH wordt ingesteld. Omdat het oplosbaarheidproduct van MAP wordt overschreden, slaat deze verbinding neer in de vorm van kristallen. De gevormde kristallen worden vervolgens door bezinking afgescheiden.

Een uitbreiding van het MAP-proces is het CAFR-proces (Chemisch Ammonium Fallung und Reyzyklierung). Hierin wordt een gedeelte van het magnesiumammoniumfosfaat opgewerkt tot voor het MAP-proces herbruikbare chemicaliën. In de opwerkingsstap wordt het gevormde MAP verwarmd, waardoor het ontleedt in magnesiumhydrofosfaat en ammonium. Door de pH te verhogen kan het ammonium als ammoniak worden gestript. De hierbij gevormde ammoniakrijke damp kan door wassing met zuur als ammoniumzout of door condensatie en concentratie als ammoniakale oplossing worden vastgelegd. Het magnesiumhydrofosfaat kan opnieuw worden gebruikt voor de vorming van MAP. Er is dus sprake van een recirculatie van magnesium en fosfaat. Aan deze recirculatie zijn grenzen vanwege ophoping van verontreinigingen in het MAP-slib. Een deel van het geproduceerde MAP-slib moet daarom worden gespuid en suppletie van magnesium en fosfaat is noodzakelijk [15] [16].

### Airlift-reactor

De drie fasen airliftreactor is een compact biologisch afvalwaterzuiveringssysteem, waarin de biomassa aan dragermateriaal is gehecht. Hierdoor is het mogelijk om hoge biomassa-concentraties in de reactor te handhaven. De airliftreactor is een gefluidiseerd bedstelsel, waarbij zowel lucht als water onder in de reactor worden gebracht [12].

### MembraanBioReactor

De MembraanBioReactor (MBR) is een compact afvalwaterzuiveringssysteem, waarin biologische zuiveringsprocessen zijn gecombineerd met biomassa-retentie met behulp van membraanfilters. Dit biedt de mogelijkheid om hoge biomassaconcentraties te behouden [11] [17].

### SHARON

Het SHARON-proces (Single reactor high ammonium removal over nitrite) maakt gebruik van het feit dat *Nitrosomonas* bij de hoge procestemperaturen van het rejectiewater sneller groeit dan *Nitrobacter*. Doordat de SHARON is uitgevoerd als een fermentor, dat wil zeggen geen biomassa-retentie, kan de verblijftijd zo worden gekozen dat de langzamere groeier *Nitrobacter* wordt uitgespoeld. Door een zorgvuldige keuze van de verblijftijd kan de nitrificatie dus bij nitriet (NO<sub>2</sub>) worden gestopt en gaat niet verder tot nitraat (NO<sub>3</sub>) (zie bijlage 2 reactie 1). Hiermee wordt dus voorkomen dat extra zuurstof nodig is voor de vervolgoxidatie van nitriet. Dit resulteert in beperking van het zuurstofverbruik van 25% ten opzichte van volledige nitrificatie.

Om de genoemde besparingen ten aanzien van beluchting en methanoldosering te bereiken is het volume van de reactor en daarmee dus de verblijftijd zeer kritisch. Om ervoor te zorgen dat de *Nitrobacter* uitspoelt en zich dus niet in de SHARON-reactor kan handhaven dient een aërobe verblijftijd van ongeveer 1 dag te worden aangehouden [3]. Voor denitrificatie wordt de minimale verblijftijd bepaald door de groeisnelheid van de denitrificeerders (omdat er geen retentie van biomassa plaats vindt). Experimenteel is aangetoond dat bij een verblijftijd anoxische verblijftijd van ongeveer een halve dag een stabiele denitrificatie kan worden verkregen.

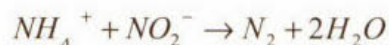
De SHARON-reactor kan op twee manieren worden uitgevoerd:

1. één reactor waarin afwisselend genitrificeerd en gedenitrificeerd wordt;
2. twee reactoren, één voor nitrificatie en een voor denitrificatie met een interne recirculatie.

Vanwege de warmteproductie bij nitrificatie en denitrificatie zal, afhankelijk van de temperatuur en de ammoniumconcentratie van het rejectiewater, koeling moeten plaatsvinden.

### ANAMMOX

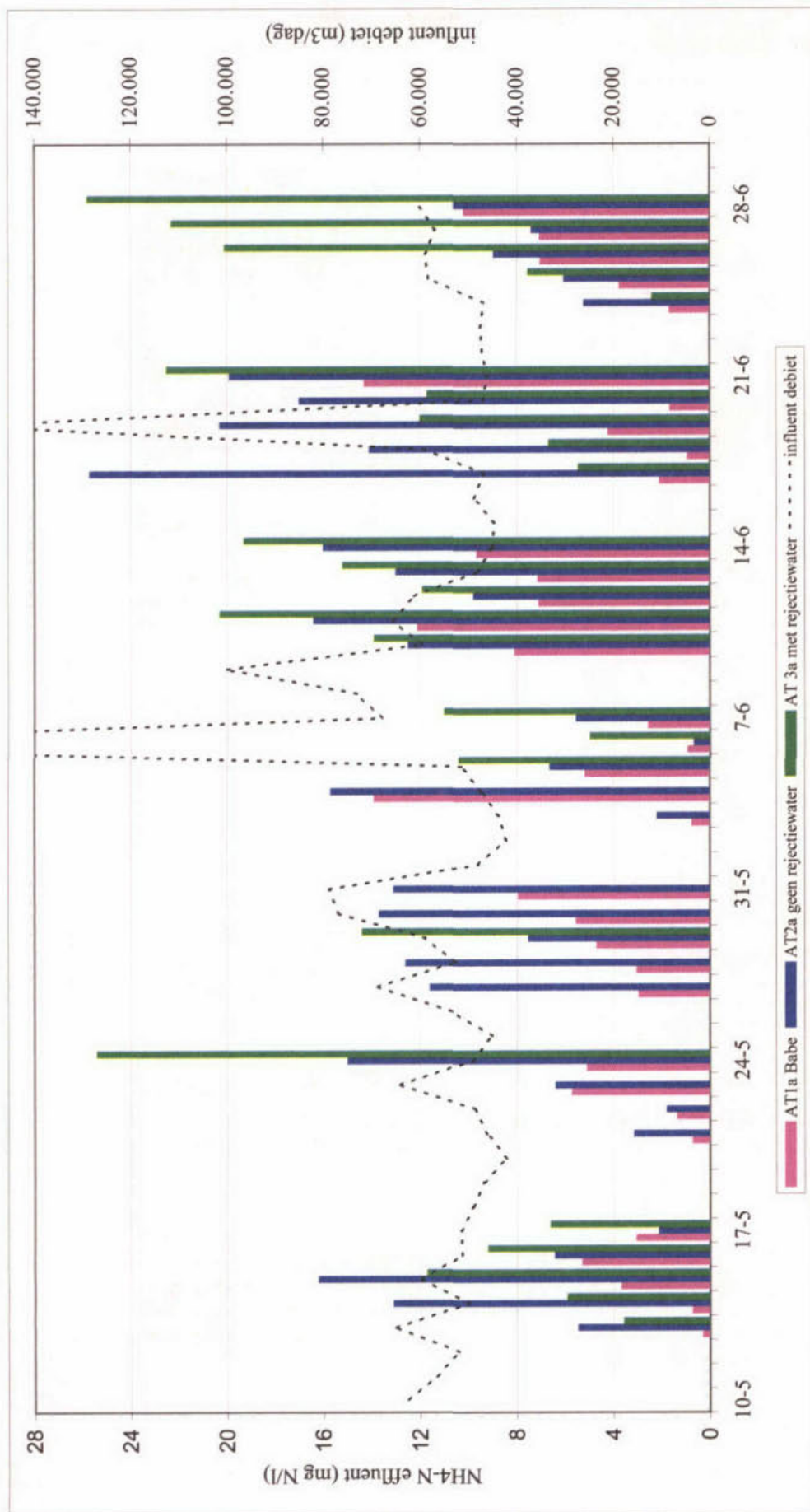
Het ANAMMOX-proces (*Anaerobic ammonium oxidation*) is een proces waarbij onder anaërobe omstandigheden ammonium met behulp van nitriet of nitraat wordt omgezet naar stikstofgas:



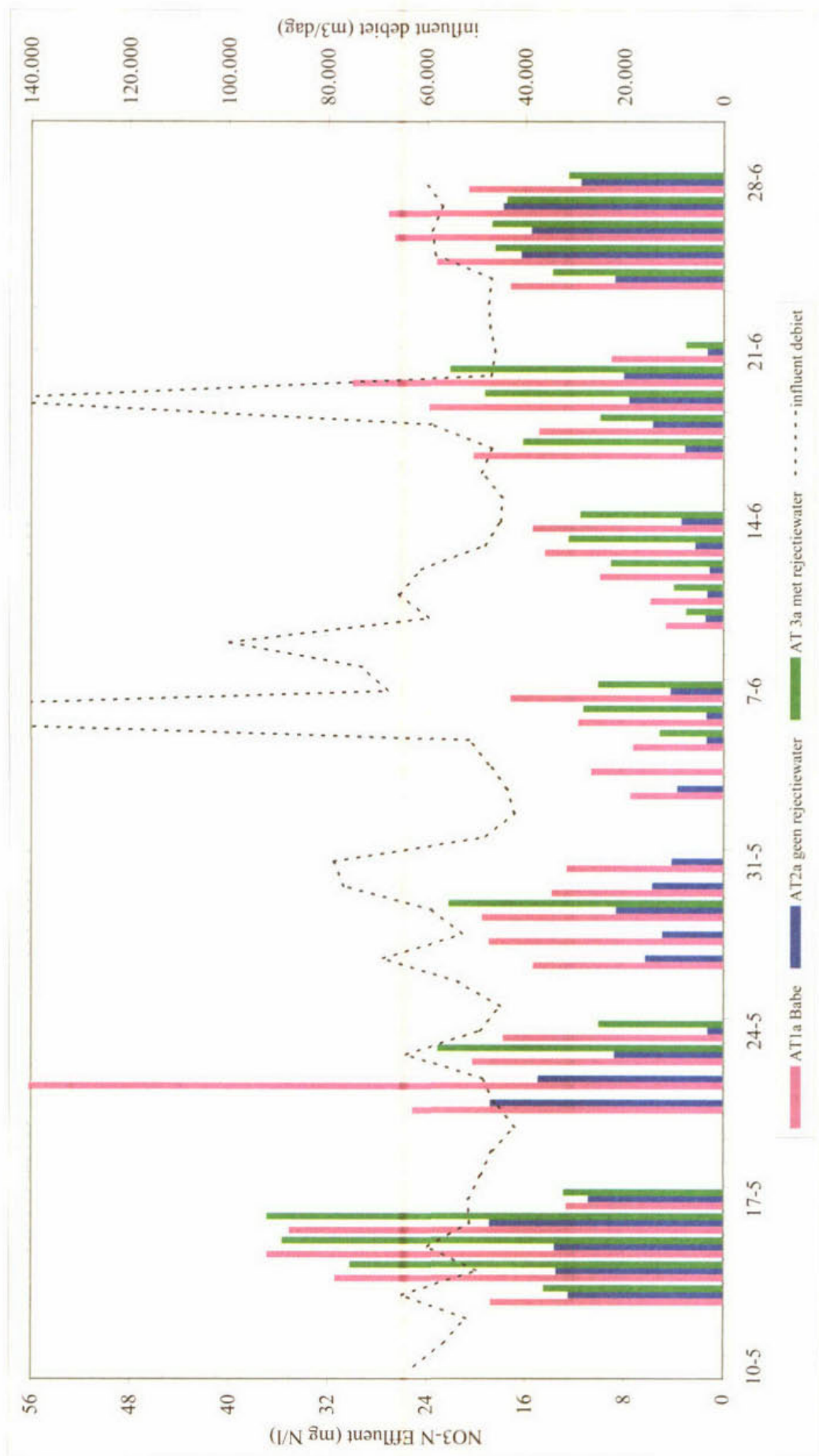
Het gaat hier om een microbiologische omzetting door een niet eerder beschreven bacteriesoort of bacterieconsortium *Brocadia ANAMMOXidans*. Omdat het ANAMMOX-proces autotroof is, kan een volledige omzetting van ammonium naar stikstof worden gerealiseerd zonder toevoeging van een BZV-bron [5] [20].

Het ANAMMOX systeem dient vooral als tweede trap na andere biologische systemen, zoals SHARON, BABE of een Membraan-bioreactor. In de eerste trap hoeft slechts de helft van het ammonium genitrificeerd te worden zodat in de tweede trap, de ANAMMOX, het resterende ammonium met het nitriet of nitraat verder kan worden omgezet tot stikstofgas. Dit bespaart de helft aan beluchting in de eerste trap. Tevens hoeft in de eerste trap, bij normale alkaliniteit van het rejectiewater, geen pH-correctie plaats te vinden. Dit bespaart methanol- of loogdosering.





Dagelijkse ammoniumconcentratie in het effluent van de verschillende AT's



Dagelijkse nitraatconcentratie in het effluent van de verschillende AT's

## **BIJLAGE 5**

## **KINETISCHE EN STOICHIOMETRISCHE PARAMETERS ASM 1 MODEL**

# KINETISCHE EN STOICHIOMETRISCHE PARAMETERS ASM 1 MODEL

| Stoichiometric and Kinetic parameter                                         |  | Symbol     | Default values                         | Units                                       |
|------------------------------------------------------------------------------|--|------------|----------------------------------------|---------------------------------------------|
| <u>Stoichiometric parameters</u>                                             |  |            |                                        |                                             |
| Heterotrophic yield                                                          |  | $Y_H$      | 0,67                                   | g cell COD formed / g COD oxidized          |
| Autotrophic yield                                                            |  | $Y_A$      | 0,24                                   | g cell COD formed / g N oxidized            |
| Mass of nitrogen per mass of COD in biomass                                  |  | $i_{NB}$   | 0,07                                   | g N/ g COD in biomass                       |
| <u>Kinetic parameters</u>                                                    |  |            |                                        |                                             |
| Maximum growth rate of heterotrophic biomass                                 |  | $\mu_{uH}$ | $6 \cdot \exp(0.069 \cdot (T-20))$     | $\text{day}^{-1}$                           |
| Half-saturation coefficient for heterotrophic biomass                        |  | $K_S$      | 4                                      | g COD / $\text{m}^3$                        |
| Oxygen half-saturation coefficient for denitrifying heterotrophic biomass    |  | $K_{O2H}$  | 0.40                                   | g $\text{O}_2$ / $\text{m}^3$               |
| Oxygen half-saturation coefficient for autotrophic biomass                   |  | $K_{O2A}$  | 0.40                                   | g $\text{O}_2$ / $\text{m}^3$               |
| Aerobic decay rate of heterotrophic biomass                                  |  | $b_H$      | $0.62 \cdot \exp(0.069 \cdot (T-20))$  | $\text{day}^{-1}$                           |
| Aerobic decay rate of autotrophs                                             |  | $b_A$      | $0.15 \cdot \exp(0.1098 \cdot (T-20))$ | $\text{day}^{-1}$                           |
| Correction factor for $\mu_{uH}$ under anoxic conditions                     |  | $\mu_g$    | 0,8                                    | dimensionless                               |
| Correction factor for hydrolysis under anoxic conditions                     |  | $\mu_h$    | 0,4                                    | dimensionless                               |
| Maximum specific hydrolysis rate                                             |  | $K_h$      | $3 \cdot \exp(0.1098 \cdot (T-20))$    | g slowly biodegradable COD/ g cell COD. Day |
| Half-saturation coefficient for hydrolysis of slowly biodegradable substrate |  | $K_x$      | $0.03 \cdot \exp(0.1098 \cdot (T-20))$ | $\text{day}^{-1}$                           |
| maximum growth rate of autotrophic biomass                                   |  | $\mu_{uA}$ | $1 \cdot \exp(0.105 \cdot (T-20))$     | $\text{day}^{-1}$                           |
| Ammonia half saturation coefficient for autotrophic biomass                  |  | $K_{NH4}$  | 0,5                                    | g $\text{NH}_4\text{-N}$ / $\text{m}^3$     |
| Nitrate half-saturation coefficient for denitrifying heterotrophic biomass   |  | $K_{NO}$   | 0,5                                    | g $\text{NO}_3\text{-N}$ / $\text{m}^3$     |
| Factor stopping process for low alkalinity                                   |  | $f_{ALK}$  | $S_{ALK}/(0.50+S_{ALK})$               | dimensionless                               |
| Factor stopping process for low ammonia concentration                        |  | $f_{NH4}$  | $S_{NH4}/(0.50+S_{NH4})$               | dimensionless                               |

\* This value was changed to 1.55 to simulate the nitrification process in Garmerwolde wwtp



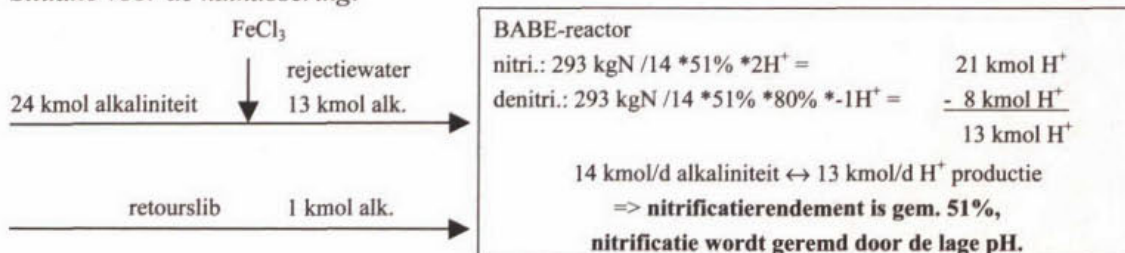
## BALANSEN ALKALINITEIT, NITRIFICATIE, DENITRIFICATIE

In onderstaande schema's zijn enkelen balansen weergegeven over de aanvoer van alkaliniteit, de  $H^+$ -productie door nitrificatie en de  $H^+$ -consumptie door denitrificatie. Het bovenste schema geeft de situatie zonder kalkdosering weer, het middelste schema de situatie na de kalkdosering en het laatste schema geeft de situatie zoals die zou zijn zonder ijzerchloridedosering in de slibverwerking.

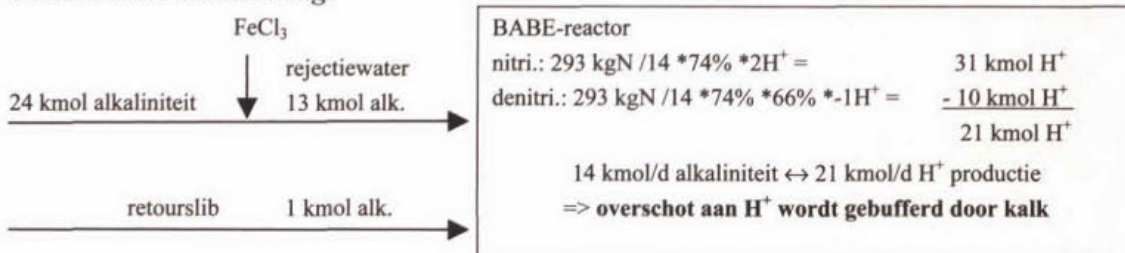
De denitrificatie in de BABE-reactor heeft plaatsgevonden zonder externe koolstof-brondosering. De gemiddelde vracht gedenitrificeerd is 140 kgN/dag. Het retourslib uit AT1a en de CZV in het rejectiewater dienen beide als koolstofbron.

Indien geen ijzerchloride wordt gedoseerd in de slibverwerking van Garmerwolde én geen base of externe koolstofbron wordt gedoseerd, dan zou bij de gemeten denitrificatiecapaciteit van 140 kgN/dag het nitrificatierendement maximaal 85% kunnen zijn.

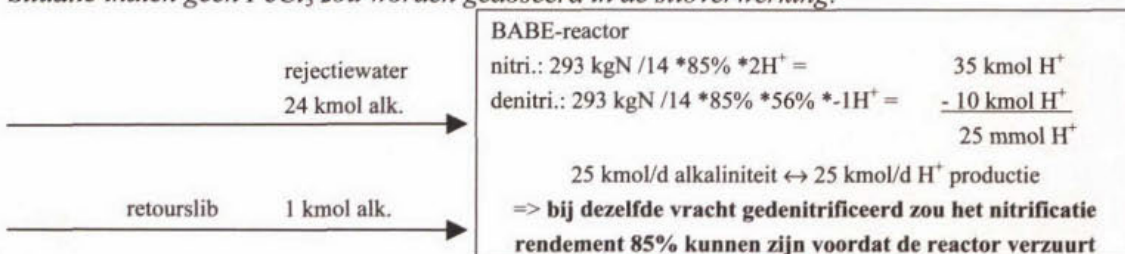
*Situatie voor de kalkdosering:*



*Situatie na de kalkdosering:*



*Situatie indien geen  $FeCl_3$  zou worden gedoseerd in de slibverwerking:*



Balansen over de aanvoer van alkaliniteit, de  $H^+$ -productie door nitrificatie en de  $H^+$ -consumptie door denitrificatie (strijpeffect  $CO_2$  is buiten beschouwing gelaten), voor respectievelijk de volgende omstandigheden:

1. geen pH-correctie (tot medio april);
2. pH-correctie middels kalkdosering (vanaf medio april);
3. de situatie zoals die zou zijn zonder ijzerchloridedosering in de slibverwerking en geen pH-correctie.

