

**Evaluatie van het HSA-model voor
toepassing in Nederland**

Evaluatie van het HSA-model voor toepassing in Nederland



95-19

Publikaties en het publikatieoverzicht
van de Stowa kunt u uitsluitend
bestellen bij:
Hageman Verpakkers BV
Postbus 281
2700 AC Zoetermeer
tel. 079-3611188
fax 079-3613927
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en
een duidelijk afleveradres.
ISBN nr. 90.74476.38.4

INHOUD

TEN GELEIDE	iii
1 SAMENVATTING	1
2 INLEIDING	3
3 ONDERZOEKSOPZET	4
4 BESCHRIJVING VAN HET HSA-MODEL	5
4.1 Gebruik van de dimensioneringsmethode	5
4.2 Opbouw van het HSA-model	5
4.3 Invoerparameters	7
4.4 Uitkomsten	8
4.5 Invloed van de K_n -waarde	8
4.6 Gevoeligheidsanalyse	9
4.7 Onderlinge afhankelijkheden	11
4.8 Duitse versus Nederlandse eisen	12
5 TOETSING AAN NEDERLANDSE PRAKTIJKGEGEVENS	14
5.1 Methode	14
5.2 Toetsingsresultaten in relatie tot de slibbelasting	14
5.3 Toetsingsresultaten in relatie tot de ammoniumeffluentconcentratie	15
5.4 Toetsing met weglating van de zeer lage slibbelastingen en NH_4 -concentraties	16
5.5 Toetsing met andere parameterwaarden	17
5.6 Toetsing van de berekende slibproductie	17
5.7 Toetsing van het berekende stikstofgehalte in het slib	18
5.8 Toelichting op de gevonden spreiding	19
6 DISCUSSIE	20
7 VERGELIJKING VAN HSA- MET ANDERE DIMENSIONERINGSMETHODEN	22
7.1 Methode van Kayser	22
7.2 Verschillen tussen de Kayser- en HSA-methode	22
7.3 Vergelijking van de dimensioneringsresultaten	23
7.4 Evaluatie	24
7.5 Vergelijking met de IAWQ-methode	24
8 AANBEVELINGEN VOOR DE PRAKTIJK	26
8.1 Gebruik van de HSA-methode in de Nederlandse situatie	26
8.2 Gebruik van het DenNi-programma	26
9 CONCLUSIES	28
10 REFERENTIES	29
AFKORTINGENLIJST	30

Bijlage 1:	Praktijkgegevens voor de toetsing van het HSA-model	33
Bijlage 2:	Schatting van de secundair-slibproductie	36
Bijlage 3:	Resultaten van de dimensioneringsberekeningen met de default-waarden van het HSA-model	37
Bijlage 4:	Resultaten van de dimensioneringsberekeningen met de aangepaste parameterwaarden voor K_n en S	38
Bijlage 5:	Gegevens van de standaard-RWZI voor de vergelijking van HSA- en Kayser-methode	39

Ten geleide

Op basis van een uitwisseling van ervaringen van Duitse universiteiten en waterkwaliteitsbeheerders werd onder de naam HSA-methode een richtlijn geformuleerd voor de dimensionering van de N_{tot} -verwijdering, toegespitst op de Duitse situatie waarbij getoetst wordt op 2-uursmonsters die aan ≤ 18 mg N_{tot}/l moesten voldoen.

Het STOWA-rapport "Handboek stikstofverwijdering" beveelt de HSA-methode aan als de best beschikbare dimensioneringsmethode. Het bijbehorende computerprogramma DenNi werd door de STOWA onder de Nederlandse waterkwaliteitsbeheerders verspreid. Bij beide uitgaven werd de kanttekening geplaatst dat de bemonsteringsmethode en de N-effluenteis afwijken van de Nederlandse omstandigheden en toetsing van de HSA-methode op basis van Nederlandse zuiveringsmethoden nog niet plaats had kunnen vinden.

Het thans voorliggende rapport gaat de toepasbaarheid van de HSA-methode in de Nederlandse zuiveringspraktijk na door de met de HSA-methode berekende en de werkelijke dimensionering van een aantal Nederlandse rwzi's te vergelijken. Op basis hiervan konden specifieke parameterwaarden worden afgeleid en konden aanwijzingen worden gegeven voor het gebruik van het DenNi-programma.

De werkzaamheden werden door het bestuur van de STOWA opgedragen aan Witteveen + Bos Raadgevende Ingenieurs te Deventer (projectteam bestaande uit ir. P. de Jong, ir. P.G.B. Hermans en ir. F.A. Visser). Het project werd namens de STOWA begeleid door een commissie bestaande uit ing. A.A.J.C. Schellen (voorzitter), ir. M.M.A. Bentvelsen, dr.ir. A. Klapwijk, ir. R.J. van der Kuij en ir. P.C. Stamperius.

Utrecht, december 1995

De directeur van de STOWA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

SAMENVATTING

Bij het dimensioneren van RWZI's voor vergaande stikstofverwijdering kan een aantal methoden worden gebruikt. In het Stowa-handboek stikstofverwijdering werd voorgesteld in de Nederlandse situatie voorlopig de Duitse HSA-methode te gebruiken. In de onderhavige studie is de toepassing van de HSA-methode onder Nederlandse omstandigheden nagegaan.

Van een aantal RWZI's zijn perioden van een maand beschouwd, waarbij gegevens over de toevoer, procesparameters en effluentkwaliteit zijn verzameld. Met deze gegevens is met behulp van de HSA-methode een dimensionering berekend. De berekende dimensionering is vergeleken met de werkelijke gegevens. Deze berekeningen zijn met verschillende datasets en parameterwaarden herhaald om een zo goed mogelijke overeenstemming te verkrijgen.

In de Nederlandse situatie stemt het resultaat van de HSA-dimensionering overeen met het gemiddelde van de praktijkresultaten als de gemiddelde en maximale streefwaarden voor de ammoniumeffluentconcentratie worden gelijkgesteld en minimaal 1,5 mg N/l bedragen, als de variatiefactor $S = 1,6$ bedraagt, als de halfwaardeconstante voor ammonium $K_n = 0,5$ mg N/l bedraagt, en als voor de overige parameters de defaultwaarden worden genomen. Bij deze instellingen zou HSA circa 50% van de onderzochte praktijksituaties te ruim en 50% te krap dimensioneren ten opzichte van de werkelijke prestaties. Wanneer men grote zekerheid wil hebben dat een nieuw te bouwen zuivering aan de gestelde eisen voldoet, is een ruimere dimensionering aan te bevelen. Het door de HSA-werkgroep aanbevolen toepassingsgebied van $S = 1,7$ (voor grotere) tot $S = 2,0$ (voor kleinere RWZI's) biedt een veilige dimensionering voor de Nederlandse situatie. De beschikbare gegevens laten niet toe aanbevelingen te doen voor verfijningen in de te hanteren parameters.

De overeenstemming tussen de met de HSA-methode berekende en de werkelijke dimensionering bij gebruikmaking van de in praktijk behaalde effluentwaarden is minder goed bij RWZI's met slibbelastingen $\leq 0,035$ kg BZV/kg ds d en/of effluentconcentraties $\leq 1,5$ mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$.

De berekende verhouding tussen nitrificatie- en denitrificatieruimte binnen het totaalvolume kan op basis van de beschikbare gegevens niet worden getoetst, omdat het in praktijk niet mogelijk is aan te wijzen welke delen van de ruimte aëroob en anoxisch zijn. Wegens het geringe aandeel voordennitrificatiesystemen bij de onderzochte zuiveringen, kunnen geen uitspraken worden gedaan over de juistheid van de HSA-dimensionering ten aanzien van de volumeverdeling bij voordennitrificatiesystemen. Bij het ontwerp moet derhalve speciale aandacht worden besteed aan voldoende flexibiliteit van het beluchtingssysteem om de verhouding tussen het beluchte en niet-beluchte volume te kunnen variëren.

Voor de dimensionering van nitrificatie en denitrificatie wordt op basis van de toetsingsresultaten aanbevolen de HSA-methode te hanteren met als parameterwaarden $\text{NH}_4\text{-N}_{\text{max}} = \text{NH}_4\text{-N}_{\text{gemiddeld}}$, $S = 1,6$, $K_n = 0,5$ mg/l, ongewijzigde waarden voor de overige parameters en een ammoniumeffluentconcentratie van $> 1,5$ mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$.

De HSA-methode is een verdere detaillering van de Kayser-methode, gebaseerd op dezelfde processen en rekenprincipes. De gekozen parameters en veiligheidsfactoren zijn bepalend voor de verschillen. Uit berekeningen met een standaard-RWZI is gebleken dat beide methoden met vergelijkbare invoergegevens een ongeveer even groot volume berekenen.

Beide methoden zijn bij juiste keuze van de parameters geschikt voor de dimensionering van RWZI's voor vergaande stikstofverwijdering in Nederland.

Voor het dimensioneren van RWZI's met het DenNi-programma wordt geadviseerd om bovenstaande aanbevelingen voor het HSA-model over te nemen. Hiervoor is in dit rapport een aantal aanwijzingen gegeven.

Bij het dimensioneren van RWZI's voor vergaande stikstofverwijdering kan een aantal methoden worden gebruikt. In het Stowa-handboek stikstofverwijdering^[1] werd voorgesteld in de Nederlandse situatie voorlopig de HSA-methode te gebruiken. De HSA-methode (ook wel HSG-methode genoemd) is een uitbreiding op enkele bestaande dimensioneringsmethoden van onder andere Kayser. De HSA-methode geeft op basis van de procesgegevens een dimensionering van de N_{tot} -verwijdering.

In hoeverre de resultaten van de HSA-methode voor Nederland juist zijn, is nog niet goed vastgesteld. Dit geldt met name voor eventuele verschillen tussen de Duitse en Nederlandse zuiveringssystemen en effluenteisen.

Deze studie beoogde de toepasbaarheid na te gaan van de HSA-methode in de Nederlandse zuiveringspraktijk. Daartoe zijn de met de HSA-methode berekende en werkelijke dimensionering van een aantal Nederlandse RWZI's vergeleken. Op basis van deze toetsing worden aanbevelingen gedaan voor het gebruik van de methode. Daarnaast worden enkele aanwijzingen gegeven voor het gebruik van het door Stowa verspreide DenNi-programma, dat op de HSA-methode is gebaseerd.

Om inzicht te krijgen in de meerwaarde van de HSA-methode ten opzichte van de bestaande dimensioneringsmethoden is de HSA-methode vergeleken met de Kayser-methode.

De HSA-richtlijn is opgesteld op basis van een uitwisseling van ervaringen van Duitse universiteiten en waterkwaliteitsbeheerders^[2]. De HSA-methode berekent op basis van de afvalwatergegevens, de procestemperatuur en de gewenste effluentkwaliteit, de benodigde dimensionering van de RWZI. Nagegaan is of de relaties tussen deze factoren zoals berekend met het HSA-model geldig zijn voor de Nederlandse praktijk.

De HSA-methode is oorspronkelijk gericht op het behalen van de Duitse effluenteis van 18 mg N-anorganisch/l in een 2-uurs steekmonster, bij temperaturen vanaf 12°C. De Nederlandse effluenteis is 10 mg N-totaal/l, als jaargemiddelde van etmaalmonsters, zonder beperking aan de temperatuur.

De Duitse en Nederlandse situatie verschillen op enkele punten, die belangrijke consequenties hebben voor de toepassing van de HSA-methode in Nederland:

- het toepassingsgebied verschilt voor effluent-concentratie en temperatuur; niet duidelijk is of de HSA-methode ook toepasbaar is bij lage temperaturen en lage N-totaalgehalten;
- de natuurlijke variaties in effluentkwaliteit hebben bij toetsing aan twee-uurs steekmonsters grotere gevolgen dan bij etmaalmonsters; dit vergt voor toepassing onder Duitse omstandigheden grotere veiligheidsmarges dan voor de Nederlandse omstandigheden;
- bij de Nederlandse toetsing op basis van het jaargemiddelde kunnen minder goede winterresultaten worden gecompenseerd door betere zomerwaarden.

In de onderhavige studie is de aandacht gericht op:

- geschiktheid van de methode onder Nederlandse omstandigheden;
- opstellen van richtlijnen voor gebruik onder Nederlandse omstandigheden;
- schatting van de volumeverdeling nitrificatie/denitrificatie;
- verkrijgen van slibgegevens (slibproductie en N-gehalte) die met de praktijk overeenkomen.

Het onderzoek bestond uit de volgende onderdelen:

- analyse van het HSA-model; vaststellen van de meest gevoelige parameters. Opstellen van een toetsingskader waarmee het model wordt getoetst aan Nederlandse praktijkgegevens;
- selectie van geschikte RWZI's. Verzamelen van praktijkgegevens;
- toetsing van het model door vergelijking van de berekende en werkelijke gegevens van afvalwater, dimensionering en zuiveringsprestaties; variatie van modelparameters en verdere selectie van praktijkgegevens om de beste relatie tussen model en praktijk te verkrijgen;
- evaluatie van de toepassingsmogelijkheden. Vergelijking met andere dimensioneringsmethoden;
- aanbevelingen voor gebruik.

4 BESCHRIJVING VAN HET HSA-MODEL

4.1 Gebruik van de dimensioneringsmethode

De HSA-methode^[2] is een statische methode voor het dimensioneren van een- of meertraps zuiveringsinstallaties die voornamelijk huishoudelijk (of daarmee vergelijkbaar) afvalwater krijgen aangeboden. De methode kan worden gebruikt voor de dimensionering van zowel nieuwe RWZI's, als bestaande RWZI's die uitgebreid moeten worden. Daarnaast kan de methode worden gebruikt voor het controleren van de prestaties van bestaande RWZI's. De HSA-methode is uitgebreid beschreven in bijlage 3 van het Handboek stikstofverwijdering^[1].

Als belangrijkste invoerwaarden gebruikt de HSA-methode de influentgegevens, de effluenteisen en de minimale temperatuur waarbij deze moeten worden gehaald. Een factor moet worden ingevoerd om het effect van piekbelastingen te kunnen opvangen. Voorts dienen de juiste waarden te worden ingevoerd voor een aantal systeemparemeters (groeisnelheden, etc.); wanneer hiervan geen specifieke gegevens beschikbaar zijn, worden default-waarden gehanteerd.

Bij beschikbaarheid van bedrijfsgegevens kan het model worden gekalibreerd, zodat het met een grotere betrouwbaarheid kan worden toegepast. Bij afwezigheid van bedrijfsgegevens worden veiligheidsmarges toegepast.

De invoergegevens worden in 4.3 nader beschouwd.

4.2 Opbouw van het HSA-model

Het model bestaat onder andere uit de processen nitrificatie en denitrificatie.

Nitrificatie

Uitgangspunt voor de dimensionering van de nitrificatieruimte is dat de groeisnelheid van de nitrificerende micro-organismen voldoende moet zijn om zich in het actiefslibstelsysteem te handhaven. Hiertoe moet de aërobe slibleeftijd voldoende groot zijn in relatie tot de temperatuur en enkele factoren die de groeisnelheid (μ) van de nitrificerende micro-organismen beïnvloeden. De benodigde aërobe slibleeftijd wordt daarnaast bepaald door de afstervingsterm (b_a) van de nitrificerende micro-organismen.

De gewenste ammoniumconcentratie in het effluent beïnvloedt de groeisnelheid via een Monod-term met constante K_n : bij zeer lage ammoniumconcentraties neemt de groeisnelheid af. Bij $[NH_4-N] = K_n$ bedraagt de snelheid μ de helft van $\mu_{\max}$. Om niet-ideale condities voor pH, zuurstof, of toxische stoffen in (delen van) het systeem te compenseren, wordt over het berekende volume een veiligheidsfactor f' gehanteerd. De invloed van de temperatuur op groei en afsterving wordt berekend via de termen $f_{T,a}$ en $f_{T,ba}$.

De berekening is statisch: bij de gegeven parameters ontwikkelt zich een nitrificerende flora die in staat is de aangeboden ammoniumvrucht te nitrificeren. Om aanvoerpieken te kunnen verwerken, worden de dimensies vermenigvuldigd met de variatiefactor S (S = "Schwankungsfaktor"). Bij systemen met sterke belastingsfluctuaties voldoet het model niet.

Bovenstaande gegevens zijn samengevat in de volgende formule, waarmee de benodigde aërobe slibleeftijd wordt berekend.

$$t_{s,a} = f' * \frac{1}{\frac{\mu_{\max}}{S} * \frac{[NH_4-N]_{e,pa}}{K_n + [NH_4-N]_{e,pa}} * f_{T,a} - b_a * f_{T,ba}}$$

Het HSA-model berekent volgens de beschreven methode de benodigde aërobe slibleeftijd. Door de aërobe slibleeftijd te vermenigvuldigen met de berekende slibproductie wordt de biomassa in de nitrificatieruimte berekend. Deling door de actiefslibconcentratie levert vervolgens het nitrificatievolume.

Denitrificatie

De benodigde denitrificatieruimte wordt berekend uit de hoeveelheid nitraat die gedenitrificeerd moet worden en de denitrificatiesnelheid.

De hoeveelheid te denitrificeren nitraat wordt berekend uit een massabalans voor de gemiddelde situatie. In deze massabalans is rekening gehouden met de in- en uitgaande vrachten Kjeldahl-, ammonium- en nitraatstikstof en de stikstofinbouw in het surplusslib.

De denitrificatiesnelheid wordt berekend uit de ademhalingssnelheid van het slib in de denitrificatieruimte, op basis van het principe dat heterotrofe denitrificerende bacteriën onder anoxische omstandigheden zuurstof in hun oxydatieprocessen kunnen vervangen door nitraat. De ademhaling is samengesteld uit snelle BZV-verademing en tragere endogene ademhaling. Indien voldoende BZV uit het influent beschikbaar is, verloopt de denitrificatie snel; wanneer het influent-BZV verbruikt is, moet het resterende nitraat worden omgezet via de veel tragere endogene ademhaling. Het benodigde denitrificatievolume is daarom sterk afhankelijk van de vraag welk deel van het nitraat snel met BZV kan worden omgezet. Dit hangt mede samen met de BZV/N-verhouding van het influent. Bij de berekening van de denitrificatiesnelheid wordt uitgegaan van de gebruikelijke formules van de ademhalingssnelheid op basis van BZV en endogene ademhaling. Volgens de reactievergelijking is omzetting van 1 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ daarbij equivalent met 2,86 kg O_2 . De snelheid wordt vervolgens gecorrigeerd met de factor f_d , omdat de ademhaling met zuurstof circa 25% sneller verloopt dan met nitraat.

De HSA-methode maakt onderscheid tussen voordennitrificatiesystemen en omloopsystemen. Bij voordennitrificatiesystemen wordt verwacht dat de denitrificatie sneller verloopt dan in omloopsystemen. De denitrificatiesnelheid is immers afhankelijk van de BZV-belasting die in een voordennitrificatieruimte hoger is dan in een omloopstelsel. De hogere snelheid komt tot uitdrukking in de correctiefactor a , die bij omloopsystemen 1,0 bedraagt en bij voordennitrificatiesystemen hoger is. De factor a wordt bij voordennitrificatiesystemen berekend met een empirische formule waarin de V_d/V_{tot} -verhouding is verwerkt. De formule is geldig voor systemen met een recirculatiefactor ≤ 5 . Voor hogere recirculatiefactoren wordt verwezen naar corrigerende grafieken van Hofmann^[3]. In het algemeen geldt dat de snellere omzetting in het voordennitrificatiesysteem afneemt naarmate de recirculatiefactor toeneemt. Bij een recirculatiefactor groter dan 12 is het verschil nihil. In het handboek stikstofverwijdering^[1] wordt ingegaan op het toepassen van de correctiegrafieken van Hofmann.

Het HSA-model berekent een evenwichtssituatie waarbij de denitrificatiecapaciteit gelijk is aan de hoeveelheid nitraat die moet worden omgezet. In een iteratieve berekening wordt het denitrificatievolume gevarieerd totdat aan deze voorwaarde is voldaan.

Slibproductie

De slibproductie wordt berekend uit de toename van de heterotrofe en autotrofe biomassa en de aanwas van de inerte slibmassa. De inerte massa is samengesteld uit de niet afbreekbare fracties van de zwevende stof in het influent en uit de inerte fractie van de afgestorven heterotrofe en autotrofe biomassa. De berekening van de heterotrofe slibproductie en de inerte slibmassa is gebaseerd op de slibproductieberekening volgens Von der Emde en Kayser^[4]. De door Kayser en Von der Emde opgestelde formule is omgevormd tot een algemeen geldende formule. De formule is uitgebreid met een term waarmee de autotrofe slibproductie wordt berekend. De invloed van de autotrofe slibproductie is echter gering. Alleen bij lage BZV/N-verhoudingen wordt een iets hogere slibproductie verkregen in vergelijking met Kayser/Von der Emde^[5].

Influentgegevens

Het model hanteert als influentgegevens de vrachten BZV_5 , KJ-N, NO_3 -N, zwevende stof (bepaald met een $0,45 \mu m$ filter) en het gemiddeld aangevoerde debiet. Als geen meetgegevens voor zwevende stof beschikbaar zijn, kan hiervoor worden aangehouden $1,2 \times BZV$ bij ruw afvalwater en $0,8 \times BZV$ in systemen met voorbezinking. De weergegeven waarden zijn de default-waarden verstrekt door de opstellers van de HSA-methode.

Effluentgegevens

Bij de effluentconcentraties voor ammonium wordt onderscheid gemaakt tussen de toetsingswaarde die in de monsters niet mag worden overschreden en de gemiddelde waarde. Dit is het gevolg van de Duitse toetsing aan twee-uursmonsters in plaats van aan daggemiddelden. De toetsingswaarde wordt gebruikt voor het berekenen van de minimaal benodigde aërobe slibleeftijd. De gemiddelde ammoniumconcentratie wordt gebruikt in de massabalans voor de bepaling van de hoeveelheid nitraat die gedenitrificeerd moet worden.

Daarnaast worden de gemiddelde nitraatconcentratie en de gemiddelde concentratie aan organisch gebonden stikstof in het effluent gevraagd. Bij normaal werkende RWZI's wordt verwacht dat de organisch gebonden stikstof (= Kjeldahl-N minus NH_4 -N) niet meer dan 2 mg/l zal bedragen.

Voor de gemiddelde ammoniumconcentratie in het effluent in relatie tot de toetsingsconcentratie worden door de opstellers van het model de volgende waarden geadviseerd:

- 1 mg/l bij een toetsingsconcentratie tussen 1 en 5 mg NH_4 -N/l;
- 2 mg/l bij een toetsingsconcentratie tussen 5 en 10 mg NH_4 -N/l.

Kinetische parameters en (veiligheids)factoren

In het HSA-model wordt gebruik gemaakt van een aantal kinetische parameters en veiligheids- en correctiefactoren. De default-waarden van de kinetische parameters en correctiefactoren zijn gebaseerd op literatuurgegevens. De overige factoren zijn gebaseerd op praktijkervaringen.

In tabel 1 op blz. 10 worden de kinetische parameters en factoren van de HSA-methode weergegeven.

Drogestofgehalte in de actief-slibtanks

Het drogestofgehalte waarmee het model rekent, kan willekeurig worden gekozen. De ingevoerde waarde moet betrekking hebben op het biologische-drogestofgehalte (exclusief chemisch slib).

Ontwerptemperatuur

De ontwerptemperatuur is de laagste temperatuur waarbij het systeem in staat moet worden geacht de effluenteisen te halen. De beperkende factor daarbij is de sterk temperatuurafhankelijke groei van de nitrificeerders. In paragraaf 4.8 wordt teruggekommen op de keuze van de ontwerptemperatuur, in relatie tot de gestelde eisen.

Variatiefactor S (Schwankungsfaktor)

Bij de berekening van het nitrificatievolume wordt de variatiefactor S gehanteerd om schommelingen in het aanvoerpatroon te kunnen opvangen zonder verslechtering van de effluentkwaliteit. In principe kan de variatiefactor S worden berekend uit gegevens over de maximale ammoniumconcentratie tijdens de twee-uursaanvoerpiek. Gebruikelijk is echter om een standaardwaarde aan te houden. Afhankelijk van de capaciteit van de zuivering adviseert de Hochschulgruppe $S = 2,0$ (< 20.000 i.e.) of $S = 1,7$ (> 20.000 i.e.).

4.4 Uitkomsten

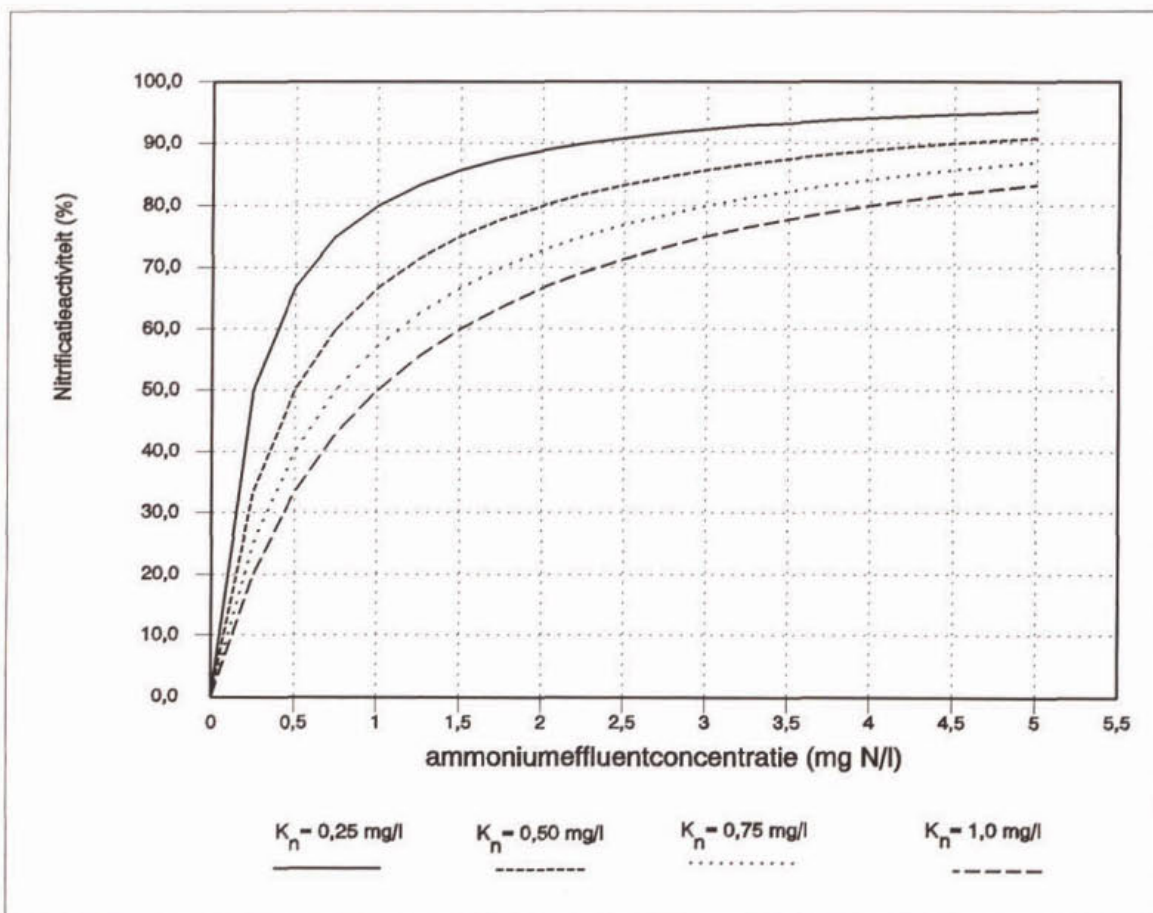
De belangrijkste uitkomsten van het model zijn:

- het totaal benodigde actiefslibvolume en de verdeling daarvan over nitrificatie- en denitrificatievolume;
- de slibbelasting;
- de slibproductie;
- de aërobe en totale sibleeftijd.

4.5 Invloed van de K_n -waarde

De HSA-methode hanteert een Monod-term met constante K_n om de dimensionering te berekenen afhankelijk van de gewenste ammonieffluentconcentratie. De Monod-term beschrijft de teruglopende capaciteit van de nitrificerende bacteriën bij lage ammoniumconcentraties, door de toenemende moeite om de ammoniummoleculen te 'vangen' uit de oplossing. De advieswaarden voor K_n bedragen 0,7^[6] tot 1,0 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ ^[2]. Bij nitrificatieproeven door de LUW zijn waarden tussen de 0,2 en 0,95 mg N/l ^[7] gevonden.

In figuur 1 is de Monod-relatie tussen de ammoniumconcentratie en de nitrificatiesnelheid weergegeven.



Figuur 1: Nitrificatiesnelheid als functie van de ammonieffluentconcentratie volgens Monod

De Monod-term beschrijft in strikte zin alleen de eigenschappen van de bacteriën. Daarbij wordt eraan voorbij gegaan dat om steeds lagere stabiele effluentconcentraties te bereiken in een praktijksituatie ook het effect van niet-ideale condities en belastingsfluctuaties steeds verder moet worden beperkt. Dit betekent dat eigenlijk ook de veiligheidsfactor en variatiefactor afhankelijk zouden moeten zijn van de ammonieff-

fluentconcentratie.

Uit figuur 1 blijkt dat de keuze van de K_n -waarde zowel het niveau van de nitrificatiecapaciteit beïnvloedt, als de gevoeligheid voor de ammoniumconcentratie.

Bij $K_n = 1,0$ mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ en een effluentconcentratie van 2 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ (een plausibele waarde bij 10 mg N-totaal/l) wordt 67% van de maximale omzettingssnelheid bereikt. Bij $K_n = 0,5$ mg/l is de omzettingssnelheid 80% van de maximale omzettingssnelheid, waardoor het aëratievolume 16% kleiner wordt berekend dan bij $K_n = 1,0$ mg/l.

Bij lage ammoniumconcentraties ($\leq 1,5$ mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$) heeft de gekozen K_n -waarde grote invloed op de dimensioneringsberekeningen. Wanneer voor K_n een hoge waarde wordt ingevuld, wordt het model gevoelig voor lage NH_4 -effluentconcentraties. Bij $K_n = 1$ mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ is het benodigde aëratievolume voor een effluentkwaliteit van 0,5 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ tweemaal zo groot als voor 2,0 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ in het effluent; bij $K_n = 0,25$ mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ scheelt dit maar een factor 1,3.

Bij $K_n = 0$ mg N/l heeft de effluentwaarde geen enkele invloed op het berekende nitrificatievolume; bij alle concentraties is de nitrificatiesnelheid maximaal. Omdat in de praktijk wel een concentratie-afhankelijkheid bestaat, wordt een $K_n = 0$ mg/l als niet reëel beschouwd. Het HSA-model berekent bij afnemende ammoniumconcentratie alleen een toenemend denitrificatievolume, omdat dan volgens de massabalans meer nitraat moet worden omgezet.

De Monod-term heeft een asymptotische vorm. Wanneer de effluentwaarden een symmetrische spreiding vertonen ten opzichte van het gemiddelde (bijvoorbeeld 2 ± 1 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$), zullen de afwijkingen naar beneden leiden tot een sterk vergrote theoretische dimensionering; de afwijkingen naar boven leiden echter tot een nauwelijks kleinere dimensionering. Hierdoor trekken bij de toetsing de lage waarden sterker de aandacht dan de hogere waarden.

4.6

Gevoeligheidsanalyse

Een gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd naar de invloed van de modelafhankelijke procesparameters op het resultaat. Daarbij zijn deze parameters zoveel mogelijk gevarieerd over het in de literatuur bekende traject^{[8],[9],[10]}. Voor parameters waarvoor geen bereik in de literatuur is aangegeven, is een afwijking van $\pm 30\%$ aangehouden. In tabel 1 zijn de verschillende parameterwaarden weergegeven.

De berekeningen zijn uitgevoerd voor een standaard-RWZI in de vorm van een omloopstelsel met voorbezinking met een ontwerpcapaciteit van 100.000 i.e.. De volgende kentallen zijn gehanteerd:

BZV 54 g/i.e.d

Kj-N 11 g/i.e.d

Q 160 l/d. i.e.

rendement voorbezinktank:

BZV 25 %

Kj-N 0 %

De uitkomsten van de berekeningen zijn vergeleken met berekeningen met de oorspronkelijke default-waarden en uitgedrukt als procentuele toe- of afname van het actief-slibvolume. In tabel 2 zijn de resultaten weergegeven.

Tabel 1: Default-waarden, minimale en maximale parameterwaarden

parameters	symbool	eenheid	minimum	default	maximum
kinetische parameters					
halfwaardeconstante ¹⁾	K_n	mg/l	0,60	1,00	3,60
groeisnelheid van de nitrificeerders ¹⁾	μ_{max}	d ⁻¹	0,24	0,52	0,68 ⁵
yield van autotrofen ¹⁾	Y_a	-	0,07	0,15	0,28
yield van heterotrofen ¹⁾	Y_h	-	0,46	0,60	0,69
afsterfsnelheid van autotrofen ¹⁾	b_a	d ⁻¹	0,035	0,05	0,065
afsterfsnelheid van heterotrofen ¹⁾	b_h	d ⁻¹	0,05	0,08	0,17
fractie inerte biomassa ²⁾	f_i	-	0,07	0,10	0,13
stikstofgehalte van de biomassa ¹⁾	i_b	-	0,09	0,12	0,15
stikstofgehalte van de inerte massa ²⁾	i_x	-	0,007	0,01	0,013
temperatuurfactor groei autotrofen ⁶⁾	$f_{t,a}$	-		$1,103^{(T-15)}$	
temperatuurfactor afsterving autotrofen ⁶⁾	$f_{t,ba}$	-		$1,09^{(T-15)}$	
temperatuurfactor afsterving heterotrofen ⁶⁾	$f_{t,bh}$	-		$1,073^{(T-15)}$	
fractie inerte zwevende stof ²⁾	f_p	-	0,42	0,60	0,78
correctiefactor voor denitrificatiesnelheid ²⁾	f_d	-	0,53	0,75	0,98
veiligheidsfactor voor nitrificatie ³⁾	f'	-	1,00	1,25	1,50
variatiefactor ⁴⁾	S	-			
RWZI > 20.000 i.e.	S	-	1,50 ¹⁾	1,70	2,20 ²⁾

1) spreiding op basis van literatuurgegevens

2) aangenomen spreiding van 30%

3) aangenomen spreiding van 20%, omdat veiligheidsfactor <1 niet logisch is

4) alleen een minimumwaarde gegeven in de literatuur, waarbij geen onderscheid wordt gemaakt in de grootte van de RWZI; maximumwaarde is 30% groter gekozen

5) geen maximum-waarde in literatuur vermeld; maximumwaarde is 30% hoger gekozen dan default

6) de temperatuurcorrectiefactoren zijn niet gevarieerd

Tabel 2: Gevoeligheid van het HSA-model voor de keuze van de procesparameters

parameters	eenheid	default	afwijking t.o.v. default		effect op volume	
			minimum %	maximum %	bij min. %	bij max. %
K_n	mg/l	1,00	-40,0	260,0	-7,1	51,3
μ_{max}	d ⁻¹	0,52	-53,8	30,8	150,3	-22,6
Y_a	-	0,15	-53,3	86,7	-0,5	0,7
Y_h	-	0,60	-23,3	15,0	4,9	-1,1
b_a	d ⁻¹	0,05	-30,0	30,0	-5,6	6,5
b_h	d ⁻¹	0,08	-37,5	112,5	-2,02	13,8
f_i	-	0,10	-30,0	30,0	-0,8	0,8
i_b	-	0,12	-25,0	25,0	3,6	-3,5
i_x	-	0,01	-30,0	30,3	-0,8	0,8
f_p	-	0,60	-30,0	30,0	-19,9	17,9
f_d	-	0,75	-29,3	30,7	12,6	-10,5
f'	-	1,25	-20,0	20,0	-16,0	15,5
S	-	1,7	-12,0	30,0	-12,0 ¹⁾	30,0 ¹⁾

1) systeem zonder voorbezinking; bij een systeem met voorbezinking bedragen de afwijkingen respectievelijk -10% en 26%

Op basis van tabel 2 wordt geconcludeerd dat het veranderen van de parameters Y_a , f_i , i_x , Y_h nauwelijks effect heeft. Van de overige parameters hebben K_n , S , f' , f_p , f_d , μ_{max} , b_h , en b_a een relatief groot effect op de dimensionering in vergelijking met de andere parameters.

Tabel 3: Gevoeligheid van het HSA-model voor afwijking in het gehalte aan zwevende stof

systeem	default	afwijking van default		effect op volume	
	zwevende stof mg/l	minimum %	maximum %	afwijking %	afwijking %
zonder VBT	$1,2 \cdot BZV_i$	-30,0	30,0	-19,5	19,1
met VBT	$0,8 \cdot BZV_i$	-30,0	30,0	-17,3	11,4

Naast de hierboven gegeven parameters is gekeken naar de invloed van het gehalte aan zwevende stof op het berekende volume. Gerekend is met een afwijking van + of - 30%. In tabel 3 staan de uitkomsten vermeld. Uit deze tabel blijkt dat ook het gehalte aan zwevende stof een relatief grote invloed heeft op het berekende volume.

Voor de overige invoergegevens zijn geen aanpassingen gedaan.

4.7

Onderlinge afhankelijkheden

De structuur van het model heeft een aantal belangrijke consequenties voor de dimensionering van de onderdelen en hun onderlinge samenhang:

nitrificatie:

- het nitrificatievolume is onafhankelijk van de ingaande ammoniumvracht; de dimensionering is zodanig dat de nitrificerende micro-organismen zich bij de heersende condities (met name aërobe slibleeftijd) kunnen handhaven; afhankelijk van de BZV/N-verhouding in het influent zal het aandeel nitrificerende micro-organismen in het slib zich vanzelf instellen op het aanbod aan ammonium;
- de ammoniumeffluentconcentratie beïnvloedt het benodigde nitrificatievolume via de Monod-term in de nitrificatiesnelheid. Als de toetsingswaarde (dus niet de gemiddelde waarde!) voor ammonium minstens enkele malen hoger is dan K_n , heeft de keuze van de effluenteis nauwelijks effect op de benodigde nitrificatieruimte. Dit is het geval bij toetsingswaarden groter dan 2 mg NH_4 -N/l.

denitrificatie:

- het denitrificatievolume is sterk afhankelijk van de verhouding tussen beschikbaar BZV en om te zetten nitraat; bij BZV/ NO_3 -verhoudingen lager dan $2,86/f_d$ (= circa 3,8 : 1) gaat het benodigde volume sterk stijgen omdat een toenemend deel van het nitraat via de trage endogene ademhaling moet worden omgezet;
- de hoeveelheid om te zetten nitraat wordt bepaald door de massabalans; hoge influentconcentraties en lage effluentconcentraties van zowel ammonium als nitraat, alsmede geringe inbouw van stikstof in het slib, leiden tot grote denitrificatieruimten; dit betekent dat niet alleen de BZV/N-verhouding in het influent, maar ook de andere posten van de balans van invloed zijn. In de balansberekening wordt niet de toetsingswaarde, maar de (lagere) gemiddelde effluentwaarde voor ammonium gehanteerd, dit in tegenstelling tot de dimensionering van de nitrificatieruimte. Dit kan betekenen dat de gemiddelde ammoniumeffluentwaarde sterker doorwerkt in de dimensionering van de denitrificatieruimte dan van de nitrificatieruimte.

slibproductie

De slibproductie heeft grote invloed op de dimensionering van de N-verwijdering:

- het nitrificatievolume wordt berekend uit de aërobe slibleeftijd en de slibproductie; een te hoge berekening van de slibproductie leidt dus direct tot een te groot aëratievolume;
- de hoeveelheid te denitrificeren stikstof is afhankelijk van de hoeveelheid stikstof die in het slib wordt gebonden en wordt afgevoerd met het surplusslib; een te hoge berekening van de slibproductie leidt bij gelijk N-gehalte in het slib tot een onderschatting van het benodigde denitrificatievolume.

4.8

Duitse versus Nederlandse eisen

De HSA-methode is ontwikkeld voor het dimensioneren van RWZI's die moeten voldoen aan de Duitse effluenteisen. In Duitsland wordt de effluentkwaliteit getoetst aan de hand van het 'gekwalificeerde steekmonster'. Dit is een twee-uursmengmonster of een monster samengesteld uit minstens vijf steekmonsters die binnen een periode van twee uur zijn genomen. Tenminste 80% van de gekwalificeerde steekmonsters dient niet meer dan 18 mg/l aan anorganische stikstof te bevatten ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$). Deze eis geldt bij actiefslibtemperaturen vanaf 12°C en voor RWZI's die groter zijn dan 5.000 i.e. (à 60 g BZV₅/ie.d).

Omdat in Duitsland getoetst wordt op basis van de maximaal toelaatbare concentratie in steekmonsters, zijn variaties gedurende de dag van groot belang. Bepalend voor de dimensionering volgens de HSA-methode is dan ook de maximaal toelaatbare ammoniumeffluentconcentratie, in combinatie met de variatiefactor S. De gemiddelde ammoniumconcentratie wordt niet gebruikt voor de dimensionering van de nitrificatieruimte.

In Nederland wordt een jaargemiddelde effluenteis van 10 mg N_{tot} /l gesteld (15 mg/l voor RWZI's van 5.000 - 20.000 i.e.). Dit jaargemiddelde is gebaseerd op etmaalmonsters (tenminste één van elke maand), zonder uitsluiting van lage temperaturen.

In Nederland is in tegenstelling tot Duitsland niet het vermijden van hoge piekwaarden binnen het etmaal van belang, maar het handhaven van lage gemiddelde effluentwaarden. Bovendien is het functioneren bij lage temperaturen belangrijker en bestaat de mogelijkheid waarden onderling uit te middelen.

Het HSA-model berekent de minimale aërobe slibleeftijd op basis van de toetsingsammoniumconcentratie in het effluent (= maximaal toelaatbare ammoniumconcentratie in steekmonsters). In Nederland is niet de maximale, maar de gemiddelde stikstofconcentratie bepalend voor de dimensionering. Daarom dient bij het gebruik van het HSA-model in de Nederlandse situatie de toetsingswaarde gelijk te worden gesteld aan de gewenste gemiddelde waarde.

In de Duitse situatie werken belastingsvariates binnen het etmaal sterk door in de effluentkwaliteit van de steekmonsters. Om deze variates te kunnen opvangen wordt de variatiefactor (Schwankungsfaktor) gehanteerd. De belastingsvariates zullen minder sterk doorwerken op het gemiddelde van een reeks etmaalmonsters, zodat in de Nederlandse situatie wellicht een lagere variatiefactor kan worden toegepast.

In de praktijk leiden zowel de Duitse als de Nederlandse eisen in het algemeen tot zuiveringsinstallaties met een ultra-lage slibbelasting. Volgens een statistische beschouwing komt de Duitse eis van 18 mg N_{anorg} /l voor 4 uit 5 steekmonsters boven 12 °C overeen met een gemiddelde effluentconcentratie van 10 mg N_{tot} /l bij een ontwerptemperatuur van 10°C¹¹.

Omdat in Nederland getoetst wordt aan het jaargemiddelde resultaat, kunnen minder goede resultaten in de winter worden gecompenseerd door betere zomerresultaten. Het is daarom niet noodzakelijk om de laagst optredende actiefslibtemperatuur te nemen als ontwerptemperatuur. Bij hogere temperaturen zou dan een zekere overcapaciteit bestaan, waardoor het jaargemiddelde lager zou zijn dan 10 mg N_{tot} /l. Dimensioneren op

de gemiddelde actiefslibtemperatuur is evenmin correct. Er wordt dan voorbij gegaan aan het feit dat na een koude periode, waarin de traag groeiende nitrificeerders sterk in aantal zijn afgenomen, de nitrificerende biomassa een aantal weken nodig heeft om zich te herstellen.

De te kiezen ontwerp temperatuur zal gebaseerd zijn op de gemeten temperatuurreeks van een RWZI. Indien deze onbekend is, kan eventueel gebruik worden gemaakt van de temperatuurreeks van andere RWZI's in de regio. In het Stowa handboek stikstofverwijdering^[1] is hier nader op ingegaan.

5 TOETSING AAN NEDERLANDSE PRAKTIJKGEGEVENS

5.1 Methode

De HSA-methode is getoetst aan Nederlandse praktijkgegevens door van een aantal Nederlandse RWZI's de influentgegevens, de bereikte effluentkwaliteit en de temperatuur te gebruiken als invoergegevens voor het HSA-model. De met het HSA-model berekende dimensioneringen zijn vervolgens vergeleken met de werkelijke waarden.

De toetsing is verricht op basis van maandgemiddelden, teneinde evenwichtssituaties te verkrijgen bij relatief constante temperatuur en belasting. Het onderzoek heeft zich gericht op perioden met actiefslibtemperaturen beneden 12°C, omdat deze maatgevend zijn voor de dimensionering van de N-verwijdering.

Er is een selectie gemaakt van RWZI's met een slibbelasting van maximaal 0,10 kg BZV/kg ds d, waarvan voldoende volledige gegevens beschikbaar zijn. Van deze RWZI's zijn zoveel mogelijk representatieve maandperioden vastgesteld. Voor elk van deze perioden zijn de influentgegevens, temperatuur, drogestofgehalte en effluentgegevens in het model ingevoerd. De door het model berekende output (= dimensionering en slibproductie) is vervolgens getoetst aan de bijbehorende praktijkgegevens van dezelfde zuivering.

Om een indruk te krijgen van de spreiding in de gegevens zijn per RWZI tenminste twee perioden beschouwd. Daarbij is tevens gekeken naar het effect van regendagen, gedefinieerd als dagen met tenminste 20% hogere aanvoer dan het jaargemiddelde.

De resultaten van de verschillende RWZI's en onderzochte periodes zijn beschreven in bijlage 3. Het relatieve verschil tussen de werkelijke dimensionering van de aëratieruimte en de met het HSA-model op basis van de influent- en effluentgegevens berekende dimensionering is weergegeven in grafieken. Daarbij zijn de RWZI's onderscheiden op basis van de slibbelasting en het ammonium-effluentgehalte.

De eerste toetsing is uitgevoerd met de default-waarden die worden aanbevolen door de opstellers van de HSA-methode. Voor de variatiefactor S is bij alle RWZI's de waarde 1,7 aangehouden. Vervolgens zijn de belangrijkste parameterwaarden gevarieerd, om na te gaan of hiermee een betere correlatie tussen theorie en praktijk wordt verkregen. Tenslotte zijn de berekende en werkelijke waarden vergeleken voor de slibproductie en het stikstofgehalte in het slib.

Een overzicht van de RWZI's die bij de toetsing betrokken zijn en van de gehanteerde gegevens wordt gegeven in bijlage 1. De in deze tabellen weergegeven "praktijkslibproductie" is berekend op basis van de methode beschreven in bijlage 2.

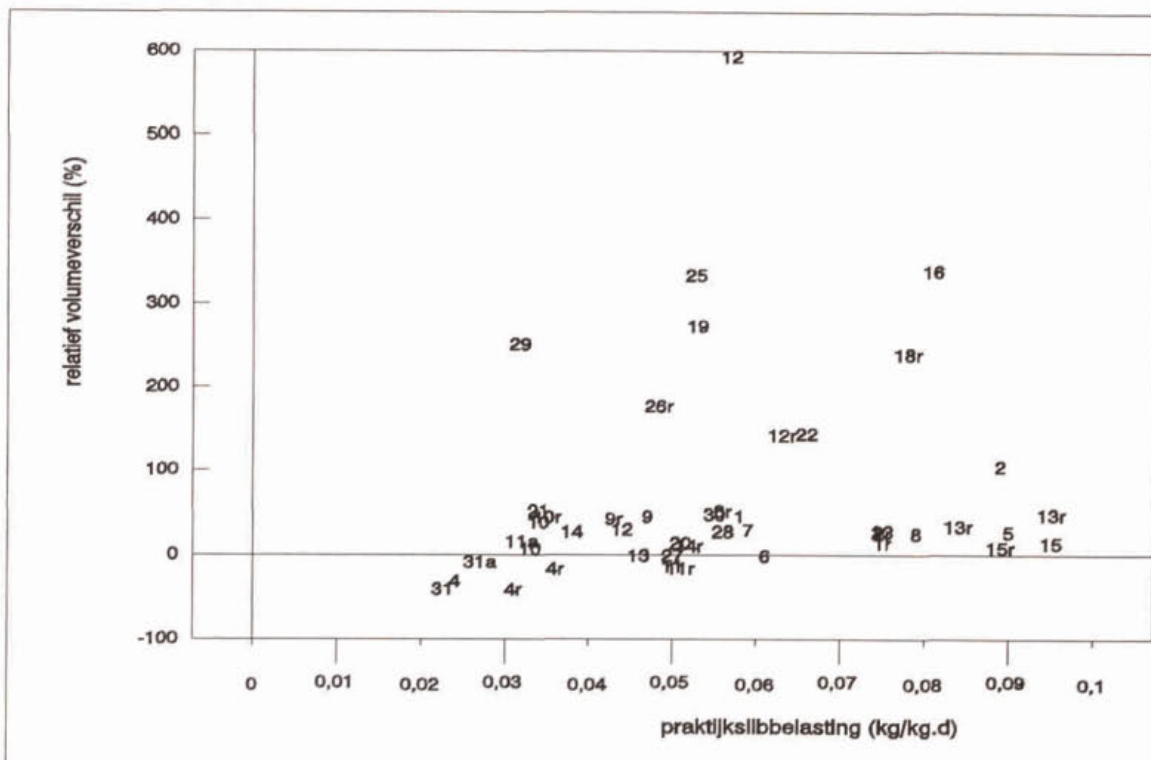
In bijlage 3 staan de belangrijkste resultaten weergegeven van de toetsing met de default-waarden. In de tabel zijn ook de in de praktijk behaalde effluentconcentraties, de jaargemiddelde dagaanvoer en het werkelijke actiefslibvolume opgenomen.

5.2 Toetsingsresultaten in relatie tot de slibbelasting

In figuur 2 is het relatieve volumeverschil tussen het volgens HSA met default-waarden berekende en het werkelijke actiefslibvolume uitgezet tegen de gemeten slibbelasting.

De gegevens van de verschillende RWZI's zijn met hun rangnummer van bijlage 3 weergegeven. Verschillende perioden van een bepaalde RWZI leveren meer dan één punt op; rwa-situaties zijn gemarkeerd met de letter r.

Een positieve waarde van het volumeverschil betekent dat het HSA-model een groter benodigd volume berekent dan het werkelijke volume, om bij de heersende condities de behaalde effluentkwaliteit te bereiken; het HSA-model dimensioneert dan dus te ruim. Bij de punten beneden de 0-lijn zou volgens het HSA-model de waargenomen effluentkwaliteit mogelijk moeten zijn bij een kleiner volume dan dat werkelijk aanwezig is; anders gezegd, zou volgens de HSA-methode met het aanwezige volume een betere



Figuur 2: Relatief volumeverschil uitgezet tegen de gemeten slibbelasting (default-waarden)

effluentkwaliteit mogelijk moeten zijn.

De punten in figuur 2 vertonen een grote spreiding, met waarden boven en onder de 0-lijn. De meerderheid van de punten ligt boven de 0-lijn.

Bij zeer lage slibbelastingen ($\leq 0,035$ kg BZV/kg ds d) komen enkele RWZI's voor die duidelijk beneden de 0-lijn liggen. Dit moet waarschijnlijk worden geweten aan onderbelasting. De zuivering bereikte reeds een uitstekend effluent en er was voor de bedrijfsvoerder geen reden om te streven naar een nog beter resultaat, hoewel dat met het grote actiefslibvolume wellicht wel mogelijk zou zijn geweest. Een andere mogelijkheid is dat bij de lage belasting het zuurstofgehalte niet voldoende kon worden teruggeregeld voor optimale denitrificatie; als gevolg van een te hoge nitraatconcentratie ligt het N-totaalgehalte dan boven het theoretisch haalbare.

Op grond van deze overweging is het de vraag of de waarnemingen bij zeer lage slibbelastingen volledig moeten worden meegenomen bij het toetsen van het model. Besloten is daarom de waarnemingen met een slibbelasting $\leq 0,035$ kg BZV/kg ds d buiten de toetsing te laten. In paragraaf 5.4 wordt hierop teruggekomen.

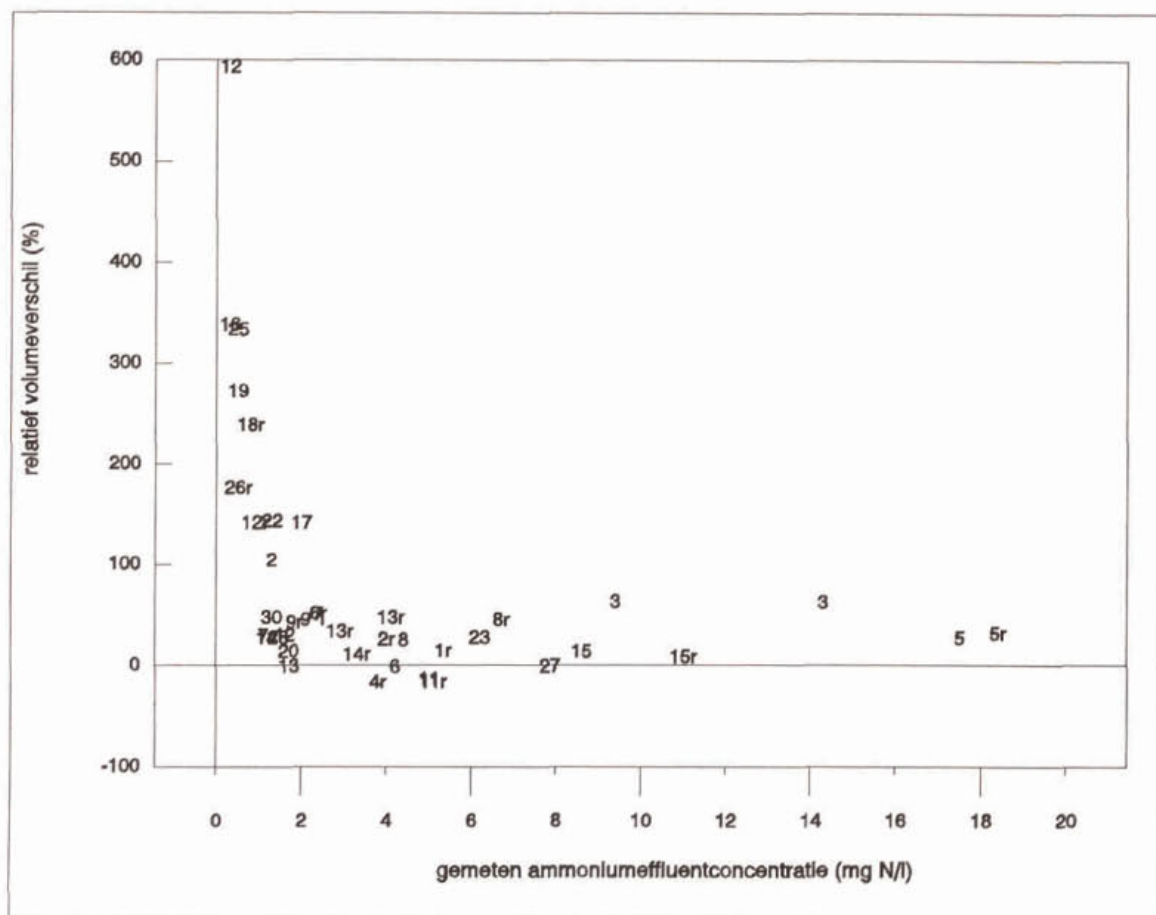
5.3

Toetsingsresultaten in relatie tot de ammoniumeffluentconcentratie

In figuur 3 is het relatieve volumeverschil uitgezet tegen de ammoniumeffluentconcentratie. Deze afbeelding toont dat het HSA-model vooral overdimensioneert bij de referentie-RWZI's die zeer lage ammoniumeffluentconcentraties behalen. De maximale afwijking bedraagt 590% bij 0,3 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$.

De toetsing is herhaald met een K_n -waarde van 0,5 mg/l. In bijlage 4 en figuur 4 zijn de resultaten hiervan weergegeven.

Bij de toetsing van het HSA-model aan de praktijkwaarnemingen met zowel $K_n = 0,5$ als met 1,0 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ worden verschillen tussen de HSA-berekening en de praktijk van enkele honderden procenten gevonden bij enkele RWZI's met lage ammoniumeffluentconcentraties. Het betrof RWZI's met een slibbelasting van 0,035 - 0,08 kg BZV/kg ds d waar op de monsterdagen ammoniumconcentraties ver beneden 1 mg N/l werden



Figuur 3: Relatief volumeverschil uitgezet tegen de gemeten ammoniumeffluentconcentratie; default-waarden, $K_n = 1,0$ mg/l

gemeten. Door de Monod-term zou volgens HSA een veel groter aëratievolume nodig zijn om deze effluentkwaliteit te bereiken dan in werkelijkheid aanwezig is.

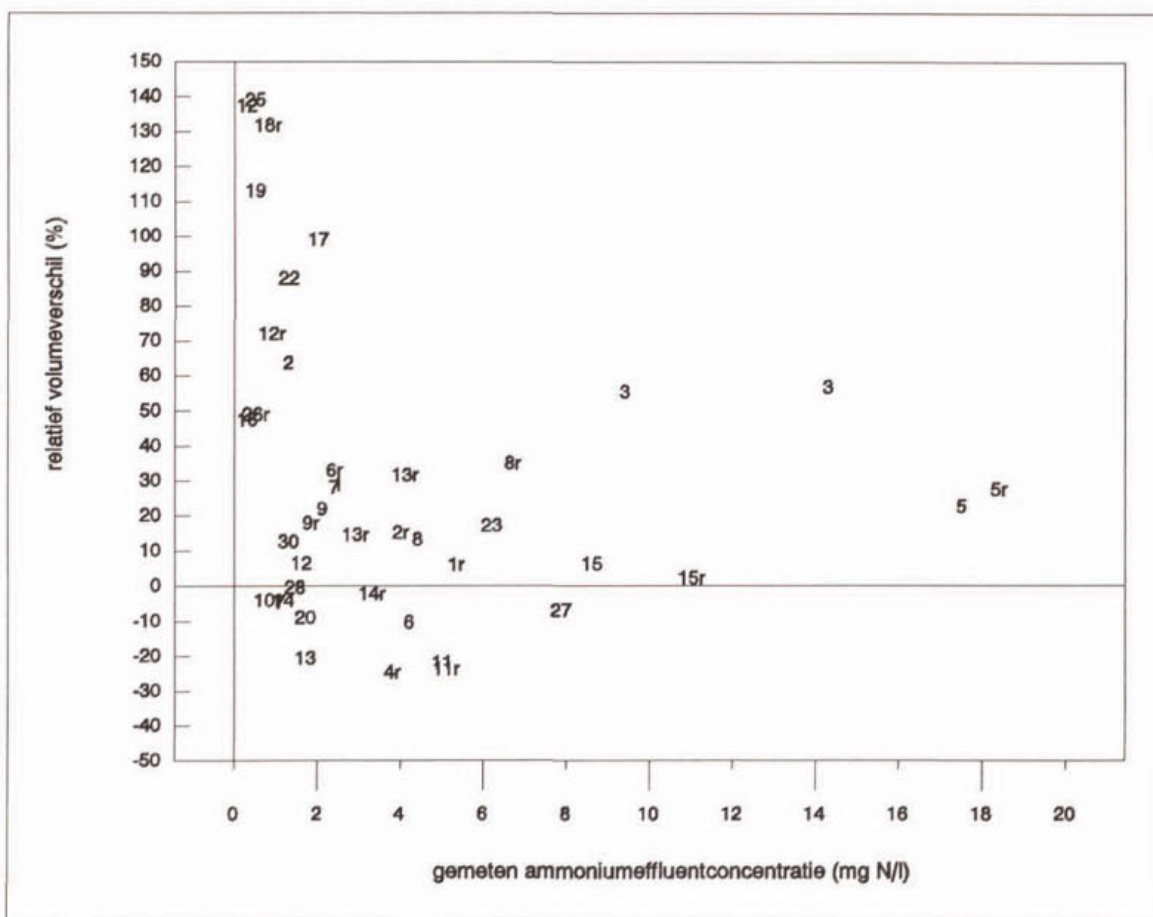
Als deze waarnemingen correct zijn en representatief voor de Nederlandse zuiveringen, moet een zeer lage K_n -waarde worden aangehouden. De vraag rijst echter of deze extreem lage waarnemingen, aan de grens van het betrouwbaarheidsgebied van de analyse, volledig representatief zijn voor het functioneren van de Nederlandse RWZI's.

Op grond van bovenstaande overwegingen is het de vraag of de waarnemingen bij zeer lage ammoniumconcentratie volledig moeten worden meegenomen bij het kalibreren van het HSA-model. Als men het verschil tussen berekende en werkelijke dimensionering bij deze waarnemingen wil wegnemen, resulteert dit in een zeer lage K_n -waarde. Daardoor wordt de HSA-methode echter geheel ongevoelig voor de gewenste ammoniumconcentratie, wat op grond van de beschreven overwegingen niet reëel wordt geacht. Besloten is daarom de K_n -waarde op 0,5 mg/l te stellen en de waarnemingen met een ammonium-effluentconcentratie $\leq 1,5$ mg N/l buiten de toetsing te laten.

5.4 Toetsing met weglating van de zeer lage slibbelastingen en NH_4 -concentraties

Wanneer op de genoemde gronden de waarnemingen met slibbelasting $\leq 0,035$ kg BZV/kg ds d en/of NH_4 -N-concentraties $\leq 1,5$ mg/l buiten beschouwing worden gelaten, ontstaat het beeld van figuur 5.

De punten liggen verspreid rond de 0-lijn, tussen -25% en +33%. Het zwaartepunt van de waarnemingen ligt op +6% volumeverschil, met een standaarddeviatie van $\pm 17,5\%$ volumeverschil.



Figuur 4: Relatief volumeverschil uitgezet tegen de gemeten ammonium-effluentconcentratie bij $K_n = 0,5$ mg/l

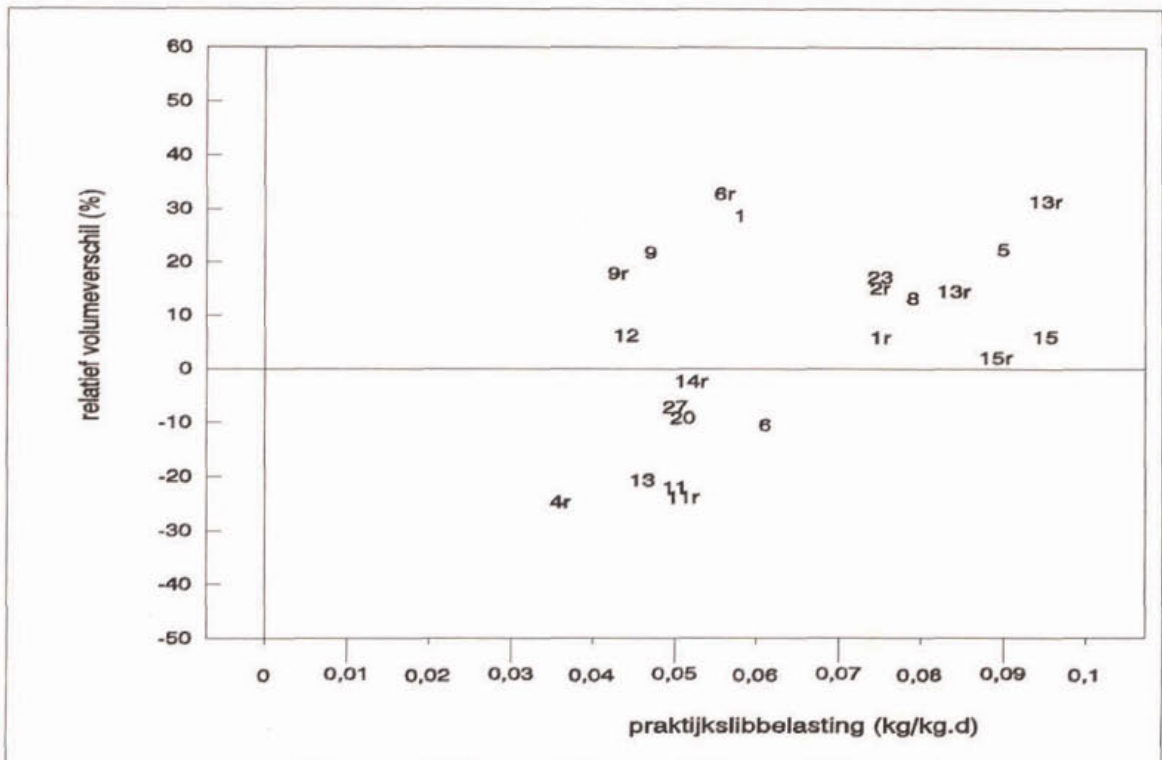
Door de variatiefactor S gelijk te stellen aan 1,6 valt het zwaartepunt van de puntenwolk samen met de 0-lijn waarbij het berekende actief-slibvolume gelijk is aan het werkelijke volume.

5.5 Toetsing met andere parameterwaarden

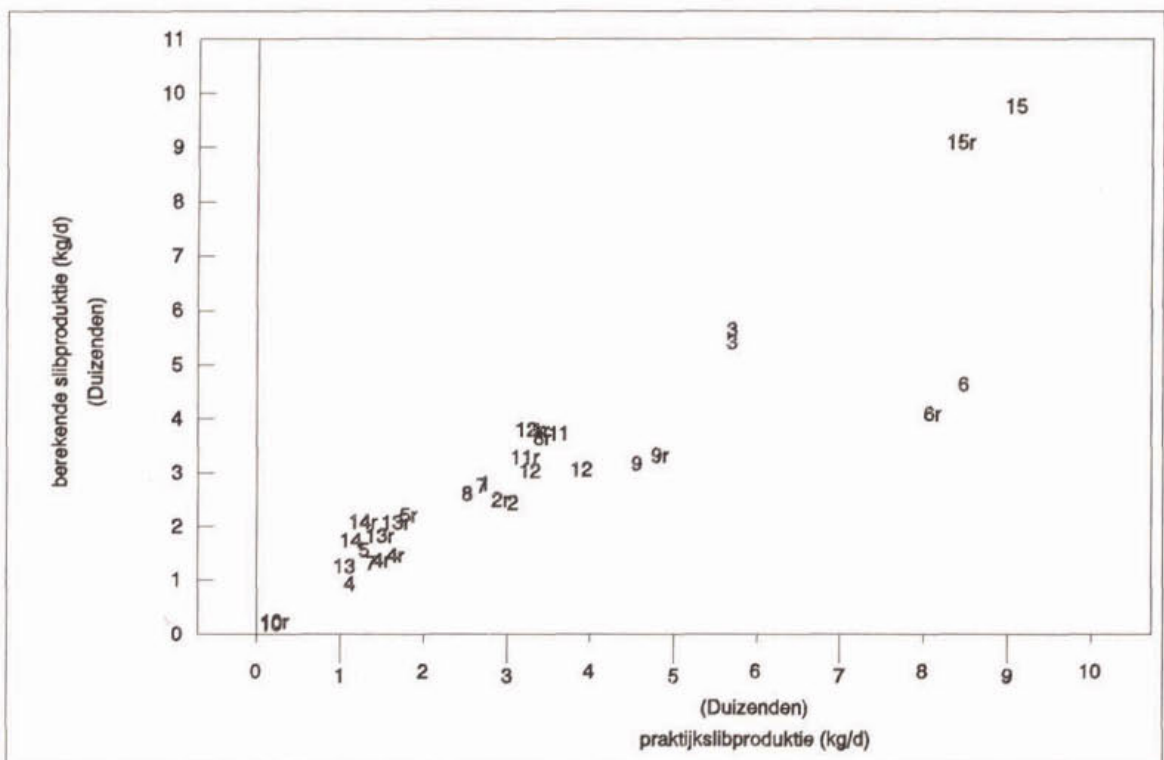
De parameterwaarden Y_n , f_p en i_B die de grootste invloed hebben op het resultaat (zie 4.6), zijn gevarieerd binnen hun bereik om na te gaan of hiermee een betere correlatie kan worden bereikt tussen theorie en praktijk. Daarbij bleek het totale resultaat naar boven of naar beneden te verschuiven, maar werd geen betere of slechtere correlatie gevonden.

5.6 Toetsing van de berekende slibproductie

De met HSA berekende slibproductie blijkt redelijk overeen te komen met de geschatte slibproductie (schattingmethode zie bijlage 2). Bij uitzetten van de berekende slibproductie tegen de praktijk-slibproductie bedraagt de correlatiecoëfficiënt $R = 0,81$. De resultaten zijn weergegeven in figuur 6.



Figuur 5: Toetsingsresultaten voor $\text{NH}_4\text{-N}$ -concentraties > 1,5 mg/l, slibbelastingen > 0,035 kg BZV/kg ds.d en $S = 1,7$



Figuur 6: Slibproductie volgens HSA versus de praktijk-slibproductie

5.7

Toetsing van het berekende stikstofgehalte in het slib

Van vijf referentie-RWZI's is het stikstofgehalte in het slib bekend. Bij deze RWZI's

liggen de berekende waarden 1,7 tot 24,1% lager dan de praktijkwaarden. Het aantal praktijkgegevens is te gering voor het trekken van conclusies.

5.8 Toelichting op de gevonden spreiding

Ondanks de aanpassingen van het model is de spreiding in het verschil tussen de werkelijke en de met HSA berekende waarden nog steeds groot, van -25 tot +33%. Dergelijke grote verschillen zijn ook gevonden in andere Nederlandse onderzoeken waarbij de praktijk werd vergeleken met de theorie^{[12],[13],[14]}.

De matige correlatie tussen theorie en praktijk moet worden toegeschreven aan de grote variatie in de optredende praktijkwaarden. De gegevens van de verschillende perioden bij één zuivering vertonen in veel gevallen een forse spreiding. De influentgegevens kunnen ook bij uitmiddeling van de resultaten over een maandperiode nog een grote variatie vertonen. Dit komt door de relatief beperkte bemonsteringsfrequentie bij met name de kleinere RWZI's. Bij een referentie-RWZI bedroeg de slibbelasting in één van de perioden 0,095 kg BZV/kg ds d en in de andere periode 0,046 kg BZV/kg ds d., dus minder dan de helft. Ook de dwa- en rwa-perioden leveren per zuivering dikwijls grote verschillen op.

De oorzaak van de grote verschillen is onder andere het feit dat in de praktijk nooit sprake is van een steady state. De gehanteerde gegevens betreffen een momentopname of gemiddelde van een beperkt aantal momentopnamen van de prestaties van een zuivering. Hierdoor wordt de betrouwbaarheid van de toetsing beperkt.

Om meer zekerheid te verkrijgen dat per periode een evenwicht bestaat tussen de input- en output-gegevens, is een eerste vereiste dat de invoergegevens betrouwbaar zijn. Dit betekent dat voldoende influent- en effluentgegevens beschikbaar moeten zijn om een representatief beeld van de periode te krijgen. Voor de toetsing waren geen RWZI's te vinden waarvan gedurende een maand iedere dag monsters zijn geanalyseerd.

Voorts moet er voldoende informatie zijn over de bedrijfssituatie om afwijkingen te onderkennen die een afwijkend beeld kunnen geven (bijvoorbeeld extreme aanvoersituaties of storingen in de bedrijfsvoering). In de uitgevoerde toetsing is getracht zoveel mogelijk van deze informatie mee te nemen, hoewel de beschikbare informatie hiertoe niet altijd toereikend was.

Bij geselecteerde RWZI's is gepoogd sets gegevens te verzamelen die ieder een representatief beeld geven van de zuivering met zijn belasting, dimensionering en effluentkwaliteit. Aan de hand van deze gegevenssets is getoetst of de door het HSA-model beschreven relaties overeenstemmen met de Nederlandse praktijk.

De praktijkgegevens bleken geen eenduidige relatie te vertonen met de door HSA berekende uitkomsten. Bij nadere analyse van de invoergegevens bleek dat de praktijkwaarden een grote spreiding hadden, zodat de gegevenssets vermoedelijk geen evenwichtssituatie weergaven. Meer gegevens per situatie zijn nodig om de betrouwbaarheid te vergroten.

Bij zeer laag belaste RWZI's en bij waarnemingen met zeer lage ammoniumconcentraties komen structurele afwijkingen voor in de te beschrijven uitkomsten tussen belasting, dimensionering en effluentkwaliteit. Om structurele afwijkingen te beperken, zijn de betreffende gegevens buiten beschouwing gelaten. De resterende gegevens waren desondanks in aantal en betrouwbaarheid beperkt voor het grondig toetsen van een complex ontwerpmodel met al zijn parameters.

De geconstateerde niet eenduidige relatie tussen theorie en praktijk kan het gevolg zijn van onvolkomenheden in de gegevens, of onjuistheden van het model, of beide. Bovenstaande beschouwing maakt duidelijk dat de beschikbare gegevens geen perfect beeld geven van de RWZI's in "steady state". Ook de natuurlijke variatie in de procesparameters, bijvoorbeeld de groeisnelheid van de nitrificeerders, kan hierbij een rol spelen. Daarmee is nog niet bewezen dat de matige correlatie geheel moet worden toegeschreven aan de gegevens en dat het HSA-model correct is. Het HSA-model kan op basis van de beschikbare gegevens echter niet worden afgewezen.

De HSA-dimensionering levert de beste correlatie met de praktijkwaarden als de variatiefactor S wordt gesteld op 1,6, als een K_n wordt gehanteerd van 0,5 mg N/l en als de maximale ammoniumconcentratie gelijk is aan de gemiddelde ammoniumconcentratie. Daarbij worden de theoretische prestaties volgens HSA bij benadering even vaak overschreden als onderschreden door de praktijksituaties. Bij een deel van de waarnemingen beneden de 0-lijn (figuur 5) bestaan waarschijnlijk mogelijkheden voor verbetering van de effluentkwaliteit door een betere bedrijfsvoering. Dit betekent dat bij $S = 1,6$ de kans op het bereiken van de gewenste effluentkwaliteit waarschijnlijk groter is dan 50%. Wanneer men nog meer zekerheid wil hebben dat een nieuw te bouwen zuivering aan de eisen voldoet zou een ruimere dimensionering aan te bevelen zijn. Het door de HSA-werkgroep aanbevolen toepassingsgebied van $S = 1,7$ (voor grotere) tot $S = 2,0$ (voor kleinere RWZI's) lijkt dus een veilige waarde voor de Nederlandse situatie.

De beschikbare gegevens laten niet toe aanbevelingen te doen voor verfijningen in de te hanteren overige parameters. De aanbevelingen betreffen derhalve alleen de K_n -waarde van 0,5 mg/l en een S -waarde tussen 1,6 en 2,0. Voor de overige parameters wordt aanbevolen de gegeven default-waarden van het HSA-model te blijven hanteren.

De praktijkgegevens zijn voor het overgrote deel afkomstig van omloopsystemen (Carroussels en Schreiber-systemen); slechts drie RWZI's zijn van het type voordennitrificatie. De gegevens van deze systemen vormen geen zichtbaar afwijkende groep in de gepresenteerde figuren. Voor deze systemen gelden derhalve dezelfde aanbevelingen als voor de omloopsystemen.

De berekende verhouding tussen nitrificatie- en denitrificatieruimte binnen het totaalvolume kan op basis van de beschikbare gegevens niet worden getoetst, omdat in de praktijk in omloopsystemen de grens tussen anoxisch en aëroob niet eenduidig is. Ook bij de voordennitrificatiesystemen is dit niet goed mogelijk, omdat binnen de nitrificatieruimte simultane denitrificatie kan optreden. Het is niet mogelijk aan de hand van het

heersende zuurstofgehalte een scherpe grens te trekken tussen het wel of niet optreden van simultane denitrificatie. Bij het ontwerp van voordenenitrificatiesystemen moet daarom speciale aandacht worden besteed aan voldoende flexibiliteit in de verhouding tussen het beluchte en niet-beluchte volume. Dit kan worden bereikt door een deel van het volume naar behoefte wel of niet te beluchten.

7 VERGELIJKING VAN HSA- MET ANDERE DIMENSIONERINGSMETHODEN

In dit hoofdstuk worden de HSA-methode en de eveneens veel in Nederland gehanteerde dimensioneringsmethode van Kayser met elkaar vergeleken. De Kayser-methode wordt kort beschreven waarna de grootste verschillen tussen de HSA- en Kayser-methode worden aangegeven. Vervolgens wordt een aantal standaard-RWZI's met beide methoden gedimensioneerd waarna de uitkomsten met elkaar worden vergeleken. Tenslotte wordt de HSA-dimensionering vergeleken met het IAWQ-simulatiemodel.

7.1 Methode van Kayser

Bij de Kayser-methode^[15] wordt het nitrificatie- en denitrificatiesysteem gedimensioneerd met behulp van een aantal nomogrammen. De nomogrammen van Kayser en het gebruik ervan zijn beschreven in bijlage 2 van het Stowa Handboek stikstofverwijdering^[1]. De basis van de berekeningen wordt hier besproken.

Nitrificatie

Evenals bij de HSA-methode wordt de nitrificatie gedimensioneerd op basis van de aërobe slijbleeftijd die benodigd is om de autotrofe bacteriën in het systeem te handhaven. Dit betekent dat de aërobe slijbleeftijd tenminste gelijk moet zijn aan de reciproque groeisnelheid van de autotrofen. De aldus verkregen slijbleeftijd wordt vermenigvuldigd met een veiligheidsfactor (SF), om ook bij tijdelijk ongunstige condities voldoende nitrificatiecapaciteit te garanderen.

Beide methoden maken gebruik van de Downing-formule om het effect van de temperatuur op de benodigde aërobe slijbleeftijd te berekenen.

Denitrificatie

Evenals bij de HSA-methode is de denitrificatiesnelheid gebaseerd op de berekende heterotrofe ademhalingsintensiteit. Daarbij wordt net als bij de HSA-methode de lagere ademhalingssnelheid met nitraat in plaats van zuurstof gecorrigeerd met de factor f_d . Bij de Kayser-methode wordt voor f_d een waarde van 0,75 gehanteerd, conform de default-waarde van de HSA-methode of een waarde van 0,60 zoals aanbevolen in het ATV Arbeitsblatt A-131.

Het verschil in denitrificatiesnelheid tussen een omloopsysteem en een denitrificatiesysteem wordt verdisconteerd met een factor a ; deze is gelijk aan de factor a in de HSA-methode.

Slibproductie

De berekening van de slibproductie is gebaseerd op de volgende elementen:

- de productie van heterotrofe bacteriën inclusief endogene afbraak;
- de resterende endogene slibmineralisatie (10% van de endogene afsterving);
- de aanname dat 60% van de zwevende stof in het slib terecht komt;
- de chemische slibproductie door defosfatering.

Deze elementen bij elkaar geven de totale slibproductie.

7.2 Verschillen tussen de Kayser- en HSA-methode

Nitrificatie

De Kayser-methode hanteert een lagere groeisnelheid van de nitrificerende micro-organismen dan de HSA-methode. Kayser hanteert een netto groeisnelheid, waarin de afsterving reeds is verdisconteerd. De HSA-methode hanteert de bruto groeisnelheid en berekent de afsterfsnelheid apart.

De Kayser-methode hanteert één veiligheidsfactor SF in de berekening van de vereiste aërobe slijbleeftijd. In de HSA-methode is deze gesplitst in twee parameters: de f'-factor als veiligheidsfactor voor niet ideale situaties in de nitrificatieruimte en de variatiefactor S om variaties over de dag te compenseren. De aanbevolen waarde voor SF bedraagt 2,3; deze ligt in dezelfde grootte-orde als het produkt van f' (1,25) en S (1,7 - 2,0).

De Kayser-methode houdt geen rekening met de te behalen ammoniumconcentratie in het effluent. De groeisnelheid is alleen afhankelijk van de temperatuur. Bij de HSA-methode is de groeisnelheid afhankelijk van de temperatuur en volgens een Monod-relatie afhankelijk van de ammoniumconcentratie.

Denitrificatie

Voor de denitrificatie gaan de Kayser-methode en de HSA-methode uit van dezelfde grondslagen. De aanbevolen f_d -waarden bedragen 0,75 (eventueel 0,6) bij de Kayser-methode en 0,75 bij de HSA-methode.

In een voordennitrificatiesysteem is de denitrificatiesnelheid hoger dan in een omloop-systeem. In beide systemen wordt de denitrificatiesnelheid op vergelijkbare wijze berekend. Bij de HSA-methode wordt daarbij aanbevolen te corrigeren voor hoge recirculatie-verhoudingen met behulp van de curves van Hofmann^[3].

Slibproductie

De HSA-methode rekent de autotrofen mee bij de berekening van de slibproductie. Bij de Kayser-methode worden de autotrofen verwaarloosd. Het aandeel autotrofen is in het algemeen zeer klein waardoor geen grote verschillen in slibproductie zullen worden geconstateerd tussen de twee dimensioneringsmethoden.

7.3 Vergelijking van de dimensioneringsresultaten

Voor het vergelijken van de Kayser- en HSA-methode is met beide methoden een standaard-RWZI ontworpen. Het betreft een omloopsysteem zonder voorbezinking, met een capaciteit van 100.000 i.e.. De RWZI moet bij een temperatuur van 9°C een effluent-kwaliteit van 10 mg N-totaal/l kunnen bereiken. De overige ontwerpgegevens staan vermeld in bijlage 5.

De berekeningen volgens de Kayser-methode zijn uitgevoerd met $SF = 2,3$ en $f_d = 0,75$. Conform de resultaten van de toetsing is bij de HSA-methode gerekend met de default-waarden voor de procesparameters, $K_n = 0,5$ mg NH_4 -N/l, $S = 1,6$ en is de toetsingsammoniumconcentratie gelijkgesteld aan de gemiddelde ammoniumconcentratie. Ter vergelijking zijn tevens berekeningen uitgevoerd met het HSA-model als beschreven in het Stowa Handboek N-verwijdering^[1] ($[NH_4-N]_{pa} = [NH_4-N]_g + 4$ mg N/l).

In tabel 4 staan de belangrijkste uitkomsten van de twee dimensioneringsmethoden weergegeven.

Uit tabel 4 blijkt dat bij de hogere BZV/N-verhoudingen de Kayser-methode met $f_d = 0,75$ een 3,5 - 11,4 % kleiner aëratievolume berekent dan de HSA-methode. Het verschil wordt veroorzaakt door de kleinere benodigde aërobe slijbleeftijd bij de Kayser-methode, doordat de nitrificatiecapaciteit niet wordt beperkt door lage ammoniumconcentraties.

De ammoniumeffluentconcentratie werkt via de Monod-factor door in de HSA-berekening. Een verhoging van de ammoniumconcentratie met 2 mg N/l en een even grote verlaging van de nitraatconcentratie heeft bij de HSA-methode tot gevolg dat het totaalvolume circa 7% kleiner wordt. Bij de Kayser-methode speelt de effluentconcentratie in het geheel geen rol en heeft deze concentratiewijziging dus geen effect op de berekende volumina.

Uit tabel 4 blijkt voorts dat de dimensionering volgens HSA-standaard en HSA-aangepast voor de berekende situaties nauwelijks verschilt. De aanpassingen van de K_n , de ammoniumconcentraties en de S-factor compenseren elkaar in dit geval grotendeels.

Tabel 4: Dimensioneringsresultaten van de ontwerpmethoden HSA en Kayser

parameter		HSA ¹ -standaard			HSA ² -aangepast			Kayser ³		
BZV/N		2,5	4	5	2,5	4	5	2,5	4	5
aërobe	d	10,8	10,8	10,8	9,6	9,6	9,6	8,8	8,8	8,8
slibleeftijd										
totale slib-	d	38,4	19	16	36,7	19,1	16,3	36,7	17,1	14,3
leeftijd										
nitrificatie-	m ³	8.590	9.210	11.680	8.720	9.290	11.790	6.800	7.500	9.580
volume										
denitrifica-	m ³	21.930	6.960	5.760	20.630	7.000	5.800	21.510	7.060	6.000
tievolume										
totaal volu-	m ³	30.520	16.170	17.440	29.350	16.290	17.590	28.310	14.560	15.580
me										
BZV-slib-	kg/kg.d	0,026	0,049	0,057	0,027	0,049	0,057	0,028	0,055	0,064
belasting										
slibproduk-	kg/d	3.180	3.410	4.330	3.200	3.410	4.320	3.090	3.410	4.350
tie										

)¹ HSA-model, zoals beschreven in het Stowa-Handboek N-verwijdering⁽¹⁾

)² $K_n = 0,5$; $S = 1,6$; $[NH_4-N]_{pa} = [NH_4-N]_g$

)³ $f_d = 0,75$; $S = 2,3$

7.4 Evaluatie

De Kayser-methode en de HSA-methode zijn gebaseerd op dezelfde principes. In feite is de HSA-methode een verdere detaillering van de Kayser-methode, waarbij met name de ammoniumeffluentconcentraties, de berekening van de slibproductie en het effect van belastingsvariaties zijn gewijzigd. De HSA-methode biedt door het directe rekenen met formules meer mogelijkheden om parameters te wijzigen; bij de Kayser-methode fungeren de nomogrammen als 'black box', waarbij de onderliggende berekeningen niet toegankelijk zijn.

De HSA-methode berekent in de onderzochte situatie grotere nitrificatievolumina door de vertragende werking van lage ammoniumconcentraties (K_n -factor). Als bij de Kayser-methode met $f_d = 0,75$ wordt gerekend, zijn de berekende denitrificatievolumina gelijk. Het totale met de Kayser-methode berekende volume is bij lage BZV/N-verhoudingen ongeveer gelijk aan dat berekend met de HSA-methode. Bij hogere BZV/N-verhoudingen (> circa 4) berekent de Kayser-methode een 10% kleiner totaal volume dan de HSA-methode. De relatief kleine afwijking hangt samen met de sterke overeenkomst in de rekenwijze van beide methoden.

De sterke overeenkomst tussen beide methoden maakt duidelijk dat de Kayser-methode bij toetsing aan de praktijkinstallaties waarschijnlijk geen betere correlatie zou hebben gegeven dan de HSA-methode: in beide methoden zijn dezelfde componenten, processen en rekenprincipes bepalend voor de dimensionering. De verschillen liggen vooral in het effect van lage ammoniumconcentraties en in de veiligheidsfactoren van de dimensioneringsmethoden.

7.5 Vergelijking met de IAWQ-methode

Sinds de ontwikkeling van de dimensioneringsmodellen van Kayser en HSA is de

technologie voortgeschreden. Onder meer door het opstellen van het IAWQ-model is duidelijk geworden dat BZV, Kjeldahl en zwevende stof alleen onvoldoende basis zijn om de stikstofverwijdering en de daarbij optredende processen volledig te voorspellen. De influentfractionering en dynamische processimulatie zijn ontwikkelingen die hierop voortborduren.

De vraag dient zich aan of de dimensioneringsmethoden van Kayser en HSA wellicht vervangen moeten worden door op het IAWQ-model gebaseerde systemen, die meer influentfracties hanteren. Een eerste stap is dan het vervangen van het statische HSA-model door een statisch model waarin de uitgangspunten van het IAWQ-model gehanteerd worden. Met meer informatie over de verschillende CZV-fracties van het influent kan een betere voorspelling worden gegeven van het beschikbare substraat voor denitrificatie en ook van de slibgroei. De dimensionering van de N-totaalverwijdering zou hiermee kunnen worden verbeterd.

Het valt te overwegen het HSA-model aan te passen door, in plaats van BZV en zwevende stof, verschillende CZV-fracties van het influent als input te hanteren. Een dergelijk aangepast model zou eerst gekalibreerd moeten worden aan de hand van praktijkgegevens. Een probleem daarbij is dat nog van weinig RWZI's dergelijke gegevens beschikbaar zijn. Een tweede praktisch bezwaar is dat ook voor de te ontwerpen RWZI gedetailleerde influentgegevens beschikbaar moeten zijn. Bij veel nieuwbouwsituaties (groeigebieden, centralisaties e.d.) zal een belangrijk deel van het toekomstige afvalwater nog niet in een representatieve vorm beschikbaar zijn, zodat de gewenste influentgegevens nog niet te verkrijgen zijn.

Een tweede stap is het gebruik van een dynamisch model waarmee een deel van de beperkingen van de statische ontwerpmodellen wordt ondervangen als het gaat om het verklaren van de optredende praktijksituaties. Een dynamisch model is een krachtig hulpmiddel bij het optimaliseren van zuiveringssystemen. Voor een algemeen toepasbaar dimensioneringssysteem is het echter de vraag of een dynamisch model belangrijke toegevoegde waarde levert. Bij de dimensionering moet in eerste instantie het benodigde volume worden vastgesteld dat voldoende ruimte biedt aan de optredende processen, met een redelijke marge voor 'normale' variaties en verstoringen. Een statisch model is daarvoor in principe goed bruikbaar. Bij ongewoon sterke variaties is een statisch model niet meer in staat aan te geven welke dimensionering nodig is om aan de eisen te kunnen voldoen. In dergelijke situaties zal dynamische simulatie te hulp moeten komen. Hetzelfde geldt voor het vergelijken van regelstrategieën en procesconfiguraties, om bij de lokale situatie een optimaal resultaat te bereiken. Dynamische simulatiemodellen zijn echter minder geschikt om op basis van een beperkte set beschikbare gegevens te voorspellen welke dimensionering op basis van praktijkervaringen voldoende ruimte biedt om aan de eisen te voldoen.

Op basis van deze overwegingen wordt geconcludeerd dat statische dimensioneringsmodellen als HSA en Kayser hun beperkingen hebben, maar bruikbaar zijn als algemene ontwerpmethode. Een verfijning van het statische model door het hanteren van meer influentfracties zou een deel van de beperkingen opheffen, maar vergt meer gegevens dan nu in het algemeen beschikbaar zijn. Dynamische simulatie kan de statische modellen bij het ontwerpproces aanvullen, maar zeker nog niet vervangen.

8 AANBEVELINGEN VOOR DE PRAKTIJK

8.1 Gebruik van de HSA-methode in de Nederlandse situatie

Op basis van de resultaten van dit onderzoek worden de volgende aanbevelingen gedaan voor het gebruik van de HSA-methode:

1. Stel de maximale $\text{NH}_4\text{-N}$ -concentratie gelijk aan de gemiddelde $\text{NH}_4\text{-N}$ -concentratie.
2. Hanteer bij het ontwerp met de HSA-methode geen ammoniumconcentraties $\leq 1,5$ mg N/l, kleine verschillen in concentratie leiden tot grote verschillen in aëratievolume.
3. Gebruik de in tabel 5 weergegeven default-parameterwaarden voor kinetische parameters en (veiligheids)factoren:

Tabel 5: Aanbevolen default-waarden voor gebruik van het HSA-model voor de Nederlandse situatie

parameters	symbool	eenheid	default
kinetische parameters			
halfwaardeconstante	K_n	mg/l	0,50
groeisnelheid van de nitrificeerders	$\mu_{\max}$	d^{-1}	0,52
yield van autotrofen	Y_a	-	0,15
yield van heterotrofen	Y_h	-	0,60
afsterfsnelheid van autotrofen	b_a	d^{-1}	0,05
afsterfsnelheid van heterotrofen	b_h	d^{-1}	0,08
fractie inerte biomassa	f_i	-	0,10
stikstofgehalte van de biomassa	i_b	-	0,12
stikstofgehalte van de inerte massa	i_x	-	0,01
temperatuurcorrectiefactoren			
groei autotrofen	$f_{t,a}$	-	$1,103^{(T-15)}$
afsterving autotrofen	$f_{t,ba}$	-	$1,09^{(T-15)}$
afsterving heterotrofen	$f_{t,bh}$	-	$1,073^{(T-15)}$
(veiligheids)factoren			
fractie inerte zwevende stof	f_p	-	0,60
correctiefactor voor denitrificatiesnelheid	f_d	-	0,75
veiligheidsfactor voor nitrificatie	f'	-	1,25
variëfactoor	S	-	1,6

4. De weinige beschikbare gegevens wekken de indruk dat het door HSA berekende stikstofgehalte van het actief slib te laag is. Het gebruik van de berekende waarde in andere berekeningen buiten de HSA-methode kan tot fouten leiden.
5. De toetsing geeft geen informatie over de betrouwbaarheid van de berekende verhouding nitrificatie/denitrificatie binnen het totale aëratievolume en geeft ook geen uitsluitel over de juistheid van de berekende denitrificatiesnelheid in voordennitrificatiesystemen. Bij dergelijke systemen moet speciale aandacht worden besteed aan voldoende flexibiliteit in het ontwerp, zodat naar behoefte een groter of kleiner deel van het actiefslibvolume kan worden belucht.

8.2 Gebruik van het DenNi-programma

Voor het dimensioneren van RWZI's met het DenNi-programma wordt aanbevolen de hierboven weergegeven aanbevelingen en parameterwaarden over te nemen. Het gebruik van het DenNi-programma wordt beschreven in de Stowa-publikatie Handleiding DenNi-programma^[16].

De starre verhouding van 1:5 tussen de toetsingsammoniumconcentratie en de gemiddelde ammoniumconcentratie in het Danni-programma, is eenvoudig te ontduiken door de dimensioneringsberekening in tweeën te splitsen. In de eerste berekening wordt het minimaal benodigde nitrificatievolume berekend door het invullen van de gemiddeld gewenste ammoniumeffluentconcentratie. In de tweede berekening wordt het benodigde denitrificatievolume berekend door een vijfmaal hogere ammoniumconcentratie in te vullen. Door vervolgens het berekende nitrificatie- en denitrificatievolume bij elkaar op te tellen wordt het totaal benodigde volume verkregen.

1. De HSA-methode is met een juiste keuze van parameters bruikbaar voor toepassing in Nederland.
2. De HSA-dimensionering stemt volgens de uitgevoerde toetsing het best overeen met de praktijkgegevens bij een variatiefactor $S = 1,6$ en $K_n = 0,5$ mg/l. Daarbij zijn voor de overige parameters de default-waarden gebruikt en zijn de gemiddelde ammoniumconcentratie en toetsingsammoniumconcentratie gelijkgesteld. De standaarddeviatie in het verschil tussen werkelijk en berekend volume bedraagt $\pm 17,5\%$.
De gevonden waarden zijn gebaseerd op een toepassingsgebied van slibbelastingen tussen 0,035 en 0,10 kg BZV/kg ds d en ammoniumeffluentconcentraties $> 1,5$ mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$.
3. De door HSA berekende slibproductie komt redelijk overeen met de praktijk. Het aantal praktijkgegevens over het stikstofgehalte is te gering voor het trekken van conclusies.
4. Op basis van de beschikbare gegevens kunnen geen uitspraken worden gedaan over de juistheid van door HSA gehanteerde berekening van:
 - de hogere denitrificatiesnelheid in voordenenitrificatiesystemen ten opzichte van circuits;
 - de berekende volumeverdeling over nitrificatie en denitrificatie.Bij het ontwerpen van voordenenitrificatiesystemen moet derhalve speciale aandacht worden besteed aan voldoende flexibiliteit in de verhouding tussen het beluchte en niet-beluchte deel van het volume.
5. Voor de dimensionering van nitrificatie en denitrificatie wordt op basis van de toetsingsresultaten aanbevolen de HSA-methode te hanteren met de in punt 2 genoemde parameterwaarden en toepassingsgebieden.
6. De HSA-methode is een verdere detaillering van de Kayser-methode, gebaseerd op dezelfde processen en rekenprincipes. Gezien de grote gelijkenis tussen de twee methoden wordt ook de Kayser-methode bruikbaar geacht voor de dimensionering van RWZI's voor vergaande N-verwijdering onder Nederlandse omstandigheden.
7. Uitbreiding van het HSA-model met meer influentfracties kan de betrouwbaarheid verbeteren. Voor de kalibratie van een dergelijk verbeterd model zijn echter veel praktijkgegevens nodig, die op dit moment maar beperkt beschikbaar zijn. Dynamische modellen (bijvoorbeeld het Simba-programma) zijn waardevol bij het vergelijken en optimaliseren van zuiveringssystemen, maar vergen voor een goede vergelijking een uitgebreidere set invoergegevens. Ze moeten worden gezien als aanvulling op de statische dimensioneringsmodellen en niet als vervanging van deze modellen.

1. Stowa, Handboek stikstofverwijdering, nr. 93-07, 1993.
2. Böhnke, B., Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung, Ergebnisse eines Erfahrungsaustausches der Hochschulen, **Korrespondenz Abwasser** (1989) 9, **36**, pp. 1046-1061.
3. Hofmann H. und W. Hegemann, Vorgeschaltete Denitrifikation, Konstruktive Aspekte, Betriebserfahrungen, **Wiener Mitteilungen**(1987) 69, pp. 70-106.
4. Kayser R., Ein Ansatz zur Bemessung einstufiger Belebungsanlagen für Nitrifikation und Denitrifikation, **gwf-Wasser/Abwasser** (1983) 124, pp. 419-427.
5. Abeling, U., L. Härtel, P. Hartwig, et al, Bemessung von Kläranlagen zur Stickstoffelimination, Vergleich ATV A 131 - Ansatz der Hochschulgruppe (HSG): Gemeinsamkeiten, Unterschiede, Unsicherheiten, **Korrespondenz Abwasser** (1991) 2, pp. 222-227.
6. Dohmann M., Bemessung der Belebungsbecken nach dem Ansatz der Hochschulgruppe (HSG-Ansatz), **Korrespondenz Abwasser** (1993) 8, **40**, p. 1240.
7. Klapwijk A., H. Brouwer, Respirometrische Methode zur Bestimmung des aerob-anaeroben Volumens, Symposium Erfahrungen mit Analysen- und Prozeßmeßgeräten in Abwasserreinigungsanlagen 27 en 28 november 1995.
8. Henze M., C.P.L. Grady Jr, W. Gujer, et al, Activated Sludge model No. 1, IAWPRC 1986.
9. EPA, Process design manual for nitrogen control, 1975.
10. Henze M., W. Gujer, Interactions of wastewater, biomass and reactor configurations in biological treatment plants, **Water Science and Technology** (1992) 25, **6**.
11. ATV, Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnerwerten, **Arbeitsblatt A 131**, 1991.
12. Trentelman C.C.M., Statistische verwerking van effluentgegevens van Nederlandse afvalwaterzuiveringsinstallaties; Dimensioneringsrichtlijnen, DHV 4-5107-04-36, 1981.
13. STORA, Keuze en kosten van rioolwaterzuiveringsinrichtingen als functie van effluenteisen, Den Haag, (1988) rapport 88-02.
14. RWZI 2000, Het afleiden van procestechnologische relaties uit bedrijfsgegevens van rwzi's, Lelystad, (1990), 90-04.
15. Kayser R., Design for nitrogen removal and guarantees for aeration, **Institut für Siedlungswasserwirtschaft Technische Universität Braunschweig** (1991) 50E, pp. 107-129.
16. Stowa, Handleiding DenNi-programma, 1993.

AFKORTINGENLIJST

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

a	= correctiefactor voor anoxische verademing bij voordennitrificatie (-)
AT	= aëratietank
b_a	= afsterfsnelheid van nitrificeerders (d^{-1})
b_h	= afsterfsnelheid van heterotrofen (d^{-1})
BC	= buffercapaciteit (mmol/l)
$[BZV]_i$	= BZV-concentratie in influent (mg/l)
ds	= droge stof
f_{BZV}	= fractie afbreekbare BZV in aëratietank (-)
f'	= veiligheidsfactor (-)
f_d	= correctiefactor voor de langzamere ademing in de anoxische zone (-)
$f_{T,a}$	= temperatuurfactor voor de groeisnelheid van nitrificeerders (-)
$f_{T,ba}$	= temperatuurfactor voor de afsterfsnelheid van nitrificeerders (-)
$f_{T,bh}$	= temperatuurfactor voor de afsterfsnelheid van heterotrofen (-)
f_i of f_x	= aandeel anorganische rest van afgestorven bacteriën (-)
f_N	= fractie nitrificeerders (-)
f_p	= fractie niet afbreekbare droge stof in influent naar aëratietank (-)
Ga	= drogestofgehalte in de aëratietank ($kg\ ds/m^3$)
Ga_a	= concentratie autotrofen in aëratietank ($kg\ ds/m^3$)
Ga_h	= concentratie heterotrofen in aëratietank ($kg\ ds/m^3$)
Ga_i	= concentratie inerte massa in aëratietank ($kg\ ds/m^3$)
G_s	= surplusslibproductie ($kg\ ds/m^3 \cdot d$)
$G_{s,i}$	= surplusslibproductie als vracht of per inwoner ($kg\ ds/d$)
H	= alkaliteit van het afvalwater (mmol/l)
H_0	= bicarbonaat-hardheid van het drinkwater (mmol/l)
i.e.	= inwoner-equivalent à 54 g BZV/d
i_B	= stikstofgehalte van de biomassa (-)
i_i of i_x	= stikstofgehalte van het inerte deel van het slib (-)

index e	=	effluent
index i	=	influent
index g	=	gemiddelde over een vastgestelde tijdsperiode
index pa	=	dagpiek (gemeten in 2h monsterperiode)
index t	=	bepaald tijdstip
k	=	slibbelasting (kg BZV ₅ /kg ds d)
K _n	=	Monod-constante voor ammonium bij nitrificatie (mg/l)
KH	=	carbonaat-hardheid van het afvalwater (mmol/l)
Kj-N	=	Kjeldahlstikstof (mg/l)
Kj-N _i	=	Kjeldahlstikstof in toevoer naar aëratietank (mg/l)
Kj-N _r	=	Kjeldahlstikstof in de retourstromen naar aëratietank (mg/l)
[NO ₃ -N] _i	=	NO ₃ -N concentratie in het influent (mg/l)
N _{Fk}	=	stikstofconcentratie uit aangevoerd slib of fecaliën (mg/l)
[NH ₄ -N] _{e,g}	=	gemiddelde NH ₄ -N concentratie in AT en in het effluent (mg/l)
[NO ₃ -N] _e	=	nitraatconcentratie in het effluent (mg/l)
N _{anorg}	=	anorganische stikstof (NH ₄ -N + NO ₂ -N + NO ₃ -N)
N _{tot}	=	totaalstikstof in effluent (mg/l)
[NH ₄ -N] _{e,pa}	=	toegestane NH ₄ -concentratie in het effluent tijdens piekaanvoer (mg/l), toetsingsammoniumconcentratie (mg N/l)
N _n	=	nitrificeerbare-stikstofconcentratie in toevoer naar aëratietank. Deze is gelijk aan de toegevoerde N-Kj uit influent, slibwater en fecaliën, minus de N die in het slib wordt vastgelegd en de niet geammonificeerde opgeloste organische stikstof (orgN _e) (mg N/l)
		$N_n = Kj-N_i + r_x * N_s + N_{FK} - orgN_e - N_s$
N _d	=	te denitrificeren stikstofconcentratie = gedenitrificeerde-N-concentra- tie (mg/l)
		$N_d = Kj-N_i + r_x * N_s + N_{FK} - [NH_4^+-N]_e - [NO_3^--N]_e + [NO_3^--N]_i - orgN_e - N_s$ $= N_n - [NH_4^+-N]_e - [NO_3^--N]_e + [NO_3^--N]_i$
N _s	=	stikstofconcentratie vastgelegd in het surplusslib (mg N/l)
org. N _e	=	concentratie organische stikstof in het effluent (mg/l)
P, P _i	=	hulpparameters bij de HSA-berekening
P _H , P _A	=	hulpparameters bij de HSA-berekening

q_r	=	volumebelasting ($m^3_{\text{influent}}/m^3_{AT} \cdot d$)
Q	=	debiet (m^3/d)
Q_{24}	=	gemiddelde debiet over een dag (m^3/d)
Q_{pa}	=	piekaanvoerdebiet waarbij de maximale N-vracht binnenkomt (m^3/d).
r_x	=	stikstoffractie die met proceswater wordt teruggevoerd naar de installatie (-)
S	=	variatiefactor (Schwankungsfaktor) (-)
SF	=	veiligheidsfactor in de Kayser-methode (-)
SS	=	zwevendestofconcentratie in toevoer naar de aëratietank als rekeneenheid voor de surplusslibproductie (mg/l)
T	=	temperatuur ($^{\circ}C$)
$t_{s,a}$	=	aërobe sibleeftijd (d)
t_s	=	totale sibleeftijd (d)
V	=	totale volume (m^3)
V_N	=	nitrificatievolume (m^3)
V_D	=	denitrificatievolume (m^3)
Y_H	=	Yield of celopbrengst van de heterotrofen (-)
Y_A	=	Yield of celopbrengst van de autotrofen (-)
μ	=	groeisnelheid van een micro-organisme (d^{-1})
$\mu_{\max}$	=	maximum groeisnelheid (d^{-1})
$\mu_{\max,T}$	=	maximale groeisnelheid bij temperatuur T (d^{-1})
$\mu_{\max,15}$	=	maximale groeisnelheid bij $15^{\circ}C$ (d^{-1})
$\mu_{\max,a}$	=	maximale groeisnelheid van nitrificeerders (d^{-1})

Bijlage 1: Praktijkgegevens voor de toetsing van het HSA-model

winterperiode		Horstermeer		Alkmaar		Olburgen		Hattem			Zwaanshoek		Kralingseveer		Nijkerk		Assen	
		ZAG		HUS		ZOG		ZV			HHR		HHS		ZV		ZD	
gegevensjaar		1993		1993		1993		1993			1993		1993/1994		1993		1993	
capaciteit	i.e.	87.370		87.830		130.000		31.280			101.800		182.000		37.750		77.440	
type		AS/voordeni		voordeni		AS		carrousel			carrousel		carrousel		carrousel		carrousel	
VBT		ja		ja		ja		ja			ja		ja		ja		ja	
aantal straten	[-]	2		2		3		1			2		2		1			
Volume AT	m3	12.500		11.700		10.080		13.700			7.000		26.000		7.195		10.550	
Vn	m3	8.333		7.600/4.800		8.280												
Vd	m3	4.167		4100		1.800												
REC		RS		350		max 11.000												
jaargemiddelde debiet		33.095		19.980		32.745		12.264			24.071		91.498		12.815		20.205	
jaargemiddelde slibbelasting		0,074		0,087		0,130		0,028			0,085		0,060		0,060		0,086	
periode		jan	feb	jan	dec	jan	dec	jan	feb	dec	jan	dec	jan	dec	jan	feb/mrt	jan	feb
Ga *	kg/m3	4,84	5,04	3,12	3,5	3,8	4,7	3,79	3,8	3,95	2,91	3,51	3,71	3,55	4	4,6	3,7	3,8
T *	°C	10,3	10	11,5	11	11,5	11,1	10,5	11	10,3	9,5	9,5	10,5	10,5	10,3	10	8,3	9,1
influent																		
Qi *	m3/d	46.699	26.154	19.460	25.787	35.705	36.603	15.053	12.260	22.226	19.970	30.190	124.102	109.767	13.293	10.757	29.425	17.967
CZV	kg/d	12.246	9.506	9.505	8.959	15.986	13.031	7.031	3.447	5.271	5.626	7.941	23.126	22.645	5.872	9.166	9.136	6.729
BZV *	kg/d	4.567	3.649	3.234	3.069	6.427	6.328	1.881	1.266	1.698	1.837	2.588	5.382	5.615	1.711	3.158	4.279	3.153
SS	kg/d																	
Kj-N *	kg/d	1.723	1.525	1.296	1.212	2.321	2.605	735	497	616	899	1.084	3.046	2.797	490	660	985	827
NO3-N *	kg/d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P-totaal *	kg/d	222	188	164	146			87	84	124	134	140	345	461	71	92	132	111
BZV/N	-	2,7	2,4	2,5	2,5	2,8	2,4	2,6	2,5	2,8	2,0	2,4	1,8	2,0	3,5	4,8	4,3	3,8
effluent																		
Kj-N *	mg/l	8,3	4,7	8,0	6,0	17,8	14,2	6,2	3,7	5,2	27,5	19,0	4,0	6,3	3,1	4,4	9,9	7,4
NH4-N *	mg/l	5,3	2,5	1,3	4,0	14,3	9,4	3,8	1,7	3,2	17,5	18,4	2,4	4,2	1,1	2,4	6,7	4,4
NO3-N *	mg/l	4,5	7,3	9,8	8,0	14,9	18,3	4,1	3,5	3,6	3,9	2,2	6,4	7,9	11,0	12,0	4,2	6,6
org-N **	mg/l	3,0	2,3	6,7	2,0	3,5	4,8	2,4	2,0	2,0	5,1	0,6	1,6	1,9	2,0	2,0	3,2	3,0
spuislib **	kg/d	3.407	2.737	3.072	2.920	5.700	5.700	1.660	1.114	1.494	1.294	1.812	8.100	8.479	1.369	2.700	3.420	2.522
slibbelasting **	kg/kg.d	0,075	0,058	0,089	0,075	0,168	0,134	0,036	0,024	0,031	0,090	0,105	0,056	0,061	0,059	0,095	0,110	0,079
gloeirest *	%	19	19	26	22	18	18	28	28	28	20	20	32	32	36	36	25	25
slibleeftijd **	d	17,8	23,0	11,9	14,0	6,7	8,3	31,3	46,7	36,2	15,7	13,6	11,9	10,9	21,0	12,3	11,4	15,9
Ybzu **		0,75	0,75	0,95	0,95	0,89	0,90	0,88	0,88	0,88	0,70	0,70	1,51	1,51	0,8	0,85	0,80	0,8
N-gehalte slib*	%					5,8	5,8						6,8	6,8				

i.e.'s uitgedrukt in 54 g BZV; werkelijke jaargemiddelde slibbelasting

* de hier weergegeven waarden zijn praktijkwaarden

** de weergegeven waarden zijn berekend

winterperiode		Beemster		Haastrecht		Krimpen a/d Lek		Ridderkerk		Reeuwijk-Randenburg			Lichtenvoorde		Echten		Alblasserdam		Berkenwoude		Den Bommel		Dirksland	
		HUS		HEW		HEW		HEW		HHR			ZOG		ZD		HEW		HEW		HEW		HEW	
gegevensjaar	i.e.	1993		1993		1993		1993		1993			1993		1993		1994		1994		1994		1994	
capaciteit		59.130		3.950		41.930		59.170		22.500			31.500		97.400		21.440		2.148		2.580		4.840	
type		carrousel		carrousel		schreiber		carrousel		carrousel			carrousel		carrousel		Schreiber		oxydatiesloot		oxydatiesloot			
VBT		nee		nee		nee		nee		nee			nee		nee		nee		nee		nee			
aantal straten	[-]	1		1		2		1		1			1		1		1		1		1			
Volume AT	m3	17.340		1.565		13.750		20.000		6.250			12.810		25.280		6.230		805		765		1.025	
Vn	m3					12.100																		
Vd	m3					1.650																		
REC						955																		
jaargemiddelde debiet		18.829		1.276		19.618		22.824		6.548			8.631		25.032		7.422		452		948		1.256	
jaargemiddelde slibbelasting		0,041		0,035		0,066		0,047		0,063			0,040		0,058				0,107		0,057		0,071	
periode		jan	dec	jan	feb	dec	jan	dec	jan	feb	dec	jan	jan 22	dec 3	feb/mrt	dec 20	jan	nov	dec	dec	jan	jan		
Ga *	kg/m3	3,88	4,43	3,62	3,66	4,34	4,95	4,31	3,46	3,21	3,11	3,21	3,21	4,18	3,6	3	3,6	3,62	3,94	3,14	3,56	4,3		
T *	°C	8,5	9	11,5	11,5	8,5	8,5	9,7	12	11,5	10,5	10,5	11	11	10	10	8,75	9,8	11,5	11	9	10		
influent																								
Qi *	m3/d	20.741	24.058	992	749	1.907	19.800	23.750	21.830	17.329	28.669	9.415	8.665	5.605	6.338	16.098	40.460	14.967	6.221	335	1.411	3.107		
CZV	kg/d	8.134	8.043	511	371	563	8.265	8.048	8.623	7.365	9.315	5.087	3.769	3.503	4.065	5.200	19.909	15.681	3.017	168	917	730		
BZV *	kg/d	3.132	3.320	193	191	238	3.404	3.016	3.056	3.639	3.942	1.907	1.690	1.205	1.759	1.990	8.101	8.736	1.431	89	275	292		
SS	kg/d																							
Kj-N *	kg/d	948	1.003	50	40	50	765	784	1.048	849	1.147	400	355	263	444	530	1.116	969	286	20	75	71		
NO3-N *	kg/d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
P-totaal *	kg/d	101	176	12,9	9,7	9,9	114	109	131	106	134	58	44	31	54	33	199	155	45	3,1	9,6	11		
BZV/N	-	3,3	3,3	3,9	4,8	4,8	4,4	3,8	2,9	4,3	3,4	4,8	4,8	4,6	4,0	3,8	7,3	9,0	5,0	4,5	3,7	4,1		
effluent																								
Kj-N *	mg/l	4,3	3,5	2,1	2,1	1,5	6,5	6,6	2,9	1,6	1,9	6,4	4,0	3,3	2,9	6,3	13,0	10,9	1,6	2	3,7	1,6		
NH4-N *	mg/l	2,1	1,8	0,7	0,8	0,8	5,0	5,1	1,6	0,3	0,9	4,1	2,9	1,7	1,2	3,3	11,0	8,6	0,1	0,3	2	0,8		
NO3-N *	mg/l	5,0	2,8	2,6	2,5	3,0	9,5	7,1	5,0	4,8	4,9	6,5	9,3	5,0	2,7	0,7	1,0	4,7	10,0	9	15,5	4,7		
org-N **	mg/l	2,2	1,7	1,4	1,3	0,7	1,5	1,5	1,3	1,3	1,0	2,3	1,1	1,6	1,7	3,0	2,0	2,3	1,5	1,7	1,7	0,8		
spuislib **	kg/d	4.560	4.834	167	166	206	3.618	3.206	3.267	3.890	4.214	1.663	1.474	1.051	1.126	1.274	8.425	9.085						
slibbelasting **	kg/kg.d	0,047	0,043	0,034	0,033	0,035	0,050	0,051	0,044	0,057	0,063	0,095	0,084	0,046	0,038	0,052	0,089	0,095	0,058	0,081	0,108	0,066		
gloeirest *	%	25,2	25,2	31	31	31	30	30	30	30	30	28	28	28	23	23	27	27	32	18	41	38		
slibleeftijd **	d	14,8	15,9	33,9	34,6	32,9	18,8	18,5	21,2	16,5	14,8	12,1	13,6	24,9	41,0	30,2	18	10,1						
Ybzw **		1,46	1,46	0,87	0,87	0,87	1,06	1,06	1,07	1,07	1,07	0,87	0,87	0,87	0,64	0,64	1,04	1,04						
N-gehalte slib*	%			5,5	5,5	5,5	5,5	5,5	5,8	5,8	5,8													

i.e.'s uitgedrukt in 54 g BZV; werkelijke jaargemiddelde slibbelasting

* de hier weergegeven waarden zijn praktijkwaarden

** de weergegeven waarden zijn berekend

winterperiode	Gellekenes	Hardinxveld de Peulen	Heenvliet	Hellevoetsluis	Krimpen a/d Lek	Leerbroek	Leerdam	Meerkerk	Middelhamis	Schelluinen	Sliedrecht	Spijkenisse Alpol	Zuidrecht	Zuidland
	HEW	HEW	HEW	HEW	HEW	HEW	HEW	HEW	HEW	HEW	HEW	HEW	HEW	HEW
gegevensjaar	1994	1994	1994	1994	1994	1994	1994	1994	1994	1994	1994	1994	1994	1994
capaciteit	21.610	16.980	4.420	44.955	34.430	3.990	23.850	3.721	16.300	32.760	34.840	65.340	73.800	5.944
VBT	carrousel	Schreiber	carrousel	carrousel	Schreiber	oxydalisboot	carrousel	carrousel	carrousel	carrousel	carrousel	carrousel	carrousel	Schreiber
aantal straten	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee	nee
Volume AT	1	1	1	10.000	2	1	5.750	750	1	2	1	2	2	1
Vn	7.000	4.220	1.730	10.000	13.750	625	5.750	750	4.060	10.000	10.185	26.125	42.410	1.480
Vd														
REC	8.456	5.093	1.849	13.192	18.762	584	5.435	1.015	3.593	15.051	9.937	19.072	28.884	1.313
jaargemiddelde debiet		0,052		0,066	0,032	0,085	0,055	0,046	0,059	0,050	0,056	0,033	0,027	0,055
jaargemiddelde slibbelasting														
periode	feb	mrt	dec	jaargem	jaargem	jan	jan/feb	feb	maart	feb	jan/feb	jan/feb	jan/feb	jaargem
Ga *	3,78	3,33	3,94	3,66	4	4,2	4,51	4,8	4,2	3,59	4,25	3,92	3,9	4
T *	9,5	11	10	9	9	8	10,5	7,5	9	8,8	10,5	10,6	9,2	9
Influent														
Ql *	7.424	8.118	1.899	13.192	18.762	477	5.104	759	5.155	12.000	13.273	22.368	32.554	1.313
CZV	2.710	3.450	456	7.810	5.310	429	6.016	425	1.804	1.804	5.330	8.846	9.376	805
BZV *	1.188	1.258	228	2.427	1.859	198	2.346	190	825	2.065	2.120	3.250	3.794	321
SS														
Ki-N *	319	406	97	712	580	36	261	288	144	554	537	988	946	68
NO3-N *	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P-totaal *	50	54	12	277	92	6,2	38	46	11,3	74	91	94	138	11,3
BZV/N	3,7	3,1	2,4	3,4	3,2	5,5	9,0	3,5	5,7	3,7	3,9	3,3	3,9	4,7
effluent														
Ki-N *	1,9	1,9	2,6	4,1	2,5	9,7	1,4	1,7	1,5	8,8	2,8	2,1	3,3	2,7
NH4-N *	0,2	0,5	0,7	1,3	1,1	6,2	0,2	0,2	0,5	7,9	1,5	0,4	2,2	1,3
NO3-N *	4,8	3,5	6,4	4,3	8,7	14,5	8,1	7,0	2,9	9,3	6,3	5,3	1,2	2,2
org-N **	1,7	1,4	0,9	2,8	1,4	3,5	1,2	1,5	1,0	0,9	1,3	1,8	1,1	1,4
spuislib **														
slibbelasting **	0,044	0,053	0,034	0,066	0,032	0,075	0,09	0,037	0,048	0,05	0,056	0,032	0,023	0,055
gloeirest *	30	30	34	30	33	24	33	32	33	34	29	32	35	34
slibleefijd **														
Ybzv **														
N-gehalte slib *														

i.e.'s uitgedrukt in 54 g BZV; werkelijke jaargemiddelde slibbelasting
 * de hier weergegeven waarden zijn praktijkwaarden
 ** de weergegeven waarden zijn berekend

Bijlage 2: Schatting van de secundair-slibproduktie

Van de meeste referentie-RWZI's is de produktie van vers secundair slib onbekend en dient deze te worden afgeleid uit de totale hoeveelheid gestabiliseerd slib die van de RWZI is afgevoerd. Voor de systemen zonder voorbezinking zal de secundairslibproduktie eenvoudig en vrij nauwkeurig uit deze gegevens bepaald kunnen worden omdat het alleen secundair slib betreft. Bij de systemen met voorbezinking is dit moeilijker omdat in de afgezette hoeveelheid slib ook primair slib zit en meestal sprake is van vergist slib.

Voor de bepaling van de secundairslibproduktie is derhalve onderscheid gemaakt tussen systemen met en zonder voorbezinking.

- Systemen zonder voorbezinking en geen gisting.
De gemeten jaarlijkse hoeveelheid geproduceerd slib wordt gedeeld door de totale aangevoerde hoeveelheid BZV (BZV-aanvoer). Dit levert een gemiddelde specifieke slibproduktie op (Y_s ; kg ds/kg BZV). Vervolgens wordt de slibproduktie in een willekeurige periode berekend door BZV_{aanvoer} te vermenigvuldigen met de specifieke slibproduktie (Y_s).
- Systemen met voorbezinking en slibgisting.
Bij systemen met voorbezinking en gisting kan deze methode niet worden toegepast omdat de afgezette hoeveelheid slib bestaat uit primair en secundair slib. Voor deze systemen is onder andere gebruik gemaakt van de slibleeftijden opgegeven door de waterkwaliteitsbeheerders of is gebruik gemaakt van de volgende kentallen:
 - . primair slibproduktie 35 g ds/ie.d
 - . secundair slibproduktie 0,8 kg ds/kg BZV
 - . BZV-verwijdering in VBT 25 %
 droge stof verwijdering in de gisting:
 - . primair slib 35 %
 - . secundair slib 25 %
 - . gemengd primair en secundair 30 %

Tabel 6: Berekende slibproduktie en slibproduktie volgens waterkwaliteitsbeheerders

RWZI	i.e. belast a 54 g/l.e.	BZV		slibproduktie berekend met kentallen				specifieke slibprod ds/bzv	Gegevens wkb's		specif slibpr kg/d ds/bzv	wkb geg spec ds/bzv	verschil wkb-ber %
		ruw kg/d	na VBT kg/d	primair kg/d	secundair kg/d	uitgegist kg/d	slib prod ton/jaar		slibproduktie ton/jaar	kg/d ds/bzv			
Horstermeer	87.370	4.718	3.538	3.058	2.831	3.828	1.397	0,80	1.634	4.477		0,75	14,5
Alkmaar	87.830	4.743	3.557	3.074	2.846	3.848	1.404	0,80	1.094	2.997		0,95	-28,4
Olburgen	130.000	7.020	6.055	2.503	5.752	5.365	1.958	0,95	1.222	3.348		0,88	-60,3
Emmen	121.480	6.560	4.920	4.252	3.936	5.322	1.943	0,80	1.618	4.433		0,89	-20,1
Hattem	31.280	1.689	1.267	1.095	1.013	1.370	500	0,80	586	1.605		0,88	14,6
Zwaanshoek	101.800	5.497	4.123	3.563	3.298	4.460	1.628	0,80	1.130	3.096		0,70	-44,1
Kralingseveer	182.000	9.828	7.371	6.370	5.897	7.973	2.910	0,80	3.979	10.901		1,51	26,9
Nijkerk	37.750	2.039	1.529	1.321	1.223	1.654	604	0,80	746	2.044		0,80	19,1
Assen	77.440	4.182	3.136	2.710	2.509	3.393	1.238	0,80	1.093	2.995		0,80	-13,3
Beemster	59.130	3.193			3.512		1.282	1,10	1.698	4.652	1,46	1,46	24,5
Haastrecht	3.950	213			235		86	1,10	76	208	0,98	0,87	-12,7
Krimpen a/d Lek	41.930	2.264			2.491		909	1,10	899	2.463	1,09	1,06	-1,1
Ridderkerk	59.170	3.195			3.515		1.283	1,10	1.233	3.378	1,06	1,07	-4,0
Reeuwijk-Randenb.	22.500	1.215			1.337		488	1,10	486	1.332	1,10	0,87	-0,4
Lichtenvoorde	31.500	1.701			1.871		683	1,10	385	1.055	0,62	0,64	-77,4
Echten	97.400	5.260			5.786		2.112	1,10	1.819	4.984	0,95	1,04	-16,1

Bijlage 3: Resultaten van de dimensioneringsberekeningen met de default-waarden van het HSA-model

RWZI									Debiet		Praktijkgegevens			HSA-berekeningen				
	nr	VBT	type	T	NH4	NO3	Norg	Ntot	jaar gemiddelden	periode gemiddelden	Volume	slibbelast	slibprod	default-waarden		slibproc	slibbel	N-geh
				°C	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	m3/d	m3/d	m3	kg/kg.d	kg/d	m3	%	kg/d	kg/kg.d	%
Horstermeer	1r	ja	vd	10,3	5,3	4,5	3,0	12,8	33.095	46.699	12.500	0,075	3.400	14.142	13,1	3.780	0,067	5,2
Horstermeer	1	ja	vd	10,0	2,5	7,3	2,3	12,0		26.154	12.500	0,058	2.730	18.035	44,3	2.790	0,040	4,5
Alkmaar	2	ja	vd	11,5	1,3	9,8	6,7	17,8	19.980	19.460	11.700	0,089	3.070	23.758	103,1	2.440	0,044	4,4
Alkmaar	2r	ja	vd	11,0	4,0	8,0	2,0	14,0		25.787	11.700	0,075	2.920	14.575	24,6	2.490	0,060	5,0
Olburgen	3	ja	as/vd	11,5	14,3	14,9	3,5	32,7	32.745	35.705	10.080	0,168	5.700	16.251	61,2	5.650	0,104	5,7
Olburgen	3	ja	as/vd	11,1	9,4	18,3	4,8	32,5		36.603	10.080	0,134	5.700	16.319	61,9	5.420	0,083	5,5
Hattem	4r	ja	os	10,5	3,8	4,1	2,4	10,3	12.264	15.053	13.700	0,036	1.660	11.297	-17,5	1.450	0,044	4,6
Hattem	4	ja	os	11	1,7	3,5	2	7,2		12.260	13.700	0,024	1.110	9.325	-31,9	930	0,036	4,2
Hattem	4r	ja	os	10,3	3,2	3,6	2,0	8,8		22.226	13.700	0,031	1.490	7.981	-41,7	1.350	0,054	4,9
Zwaanshoek	5	ja	as	9,5	17,5	3,9	5,1	26,5	24.071	19.970	7.000	0,090	1.290	8.786	25,5	1.550	0,072	5,4
Zwaanshoek	5r	ja	as	9,5	18,4	2,2	0,6	21,2		30.190	7.000	0,105	1.810	9.122	30,3	2.210	0,081	5,5
Kralingseveer	6r	ja	os	10,5	2,4	6,4	1,6	10,4	91.498	124.102	26.000	0,056	8.100	39.076	50,3	4.093	0,037	4,5
Kraling BZV-meting	6	ja	os	10,5	4,2	7,9	1,9	14,0		109.767	26.000	0,061	8.480	25.362	-2,5	4.640	0,062	5,2
Nijkerk	7	ja	os	10,3	1,1	11,0	2,0	14,1	12.815	13.293	7.195	0,059	1.370	9.199	27,9	1.310	0,047	4,5
Nijkerk	7	ja	os	10,0	2,4	12,0	2,0	16,4		10.801	7.195	0,102	2.700	10.786	49,9	2.760	0,068	5,1
Assen	8r	ja	os	8,3	6,7	4,2	3,2	14,1	20.205	29.425	10.550	0,110	3.420	15.205	44,1	3.640	0,076	5,5
Assen	8	ja	os	9,1	4,4	6,6	3,0	14,0		17.967	10.550	0,079	2.520	13.058	23,8	2.600	0,064	5,4
Beemster	9	nee	os	8,5	2,1	5,0	2,2	9,3	18.829	20.741	17.340	0,047	4.560	24.959	43,9	3.170	0,032	3,8
Beemster	9r	nee	os	9,0	1,8	2,8	1,7	6,3		24.058	17.340	0,043	4.830	24.517	41,4	3.320	0,031	3,7
Haastrecht	10	nee	os	11,5	0,7	2,6	1,4	4,7	1.276	992	1.565	0,034	170	2.150	37,4	180	0,025	3,1
Haastrecht	10	nee	os	11,5	0,8	2,5	1,3	4,6		749	1.565	0,033	170	1.662	6,2	190	0,031	3,4
Haastrecht	10r	nee	os	8,5	0,8	3,0	0,7	4,5		1.907	1.565	0,035	210	2.240	43,1	230	0,024	3,3
Krimpen a/d Lek	11	nee	os	8,5	5,0	9,5	1,5	16,0	19.618	19.800	13.750	0,050	3.620	11.743	-14,6	3.710	0,059	4,5
Krimpen a/d Lek	11r	nee	os	9,7	5,1	7,1	1,5	13,6		23.750	13.750	0,051	3.210	11.409	-17,0	3.280	0,061	4,4
Krimpen a/d Lek 1994	11a	nee	os	9	1,1	8,7	1,4	11,2	18762	18762	13750	0,032		15.819	15,0	1.840	0,029	3,6
Ridderkerk	12	nee	os	12,0	1,6	5,0	1,3	7,9	22.824	21.830	20.000	0,044	3.270	25.751	28,8	3.030	0,034	3,6
Ridderkerk	12	nee	os	11,5	0,3	4,8	1,3	6,4		17.329	20.000	0,057	3.890	138.534	592,7	3.060	0,008	1,9
Ridderkerk	12r	nee	os	10,5	0,9	4,9	1,0	6,8		28.669	20.000	0,063	3.270	48.143	140,7	3.790	0,026	3,3
Reeuwijk-Randenburg	13r	nee	os	10,5	4,1	6,5	2,3	12,9	6.548	9.415	6.250	0,095	1.660	9.131	46,1	2.070	0,065	4,4
Reeuwijk-Randenburg	13r	nee	os	11,0	2,9	9,3	1,1	13,3		8.665	6.250	0,084	1.470	8.262	32,2	1.820	0,064	4,4
Reeuwijk-Randenburg	13	nee	os	11,0	1,7	5,0	1,6	8,3		5.605	6.250	0,046	1.050	6.142	-1,7	1.240	0,047	4,0
Lichtenvoorde	14	nee	os	10,0	1,2	2,7	1,7	5,6	8.631	6.338	12.810	0,038	1.130	16.123	25,9	1.730	0,030	3,5
Lichtenvoorde	14r	nee	os	10,0	3,3	0,7	3,0	7,0		16.048	12.810	0,052	1.270	14.037	9,6	2.080	0,047	4,1
Echten	15r	nee	os	8,8	11,0	1,0	2,0	14,0	25.032	40.460	25.280	0,089	8.430	27.070	7,1	9.090	0,083	4,7
Echten	15	nee	os	9,8	8,6	4,7	2,3	15,6		14.967	25.280	0,095	9.090	28.425	12,4	9.760	0,085	4,7
Berkenwoude	16	nee	os	11	0,3	9	1,7	11,0	452	335	805	0,081		3520	337,3	80	0,008	1,9
Den Bommel	17	nee	os	9	2	15,5	1,7	19,2	948	1.411	765	0,108		1840	140,5	290	0,042	4,1
Dirksland	18r	nee	os	10	0,8	4,7	0,8	6,3	1.256	2.127	1.025	0,078		3.456	237,2	280	0,023	3,2
Gellekenes	19	nee	os	11	0,5	3,5	1,9	5,9	8.456	8.118	7.000	0,053		25.989	271,3	1.120	0,015	2,5
Hardinxveld de Peulen	20	nee	os	11	1,7	1,6	1,2	4,5	5.093	4.190	4.220	0,051		4.758	12,7	990	0,046	3,9
Heenvliet	21	nee	os	10	0,7	6,4	0,9	8,0	1.849	1.899	1.730	0,034		2.605	50,6	220	0,022	3,3
Hellevoetsluis jaarg	22	nee	os	9	1,3	4,3	2,8	8,4	13.192	13.192	10.000	0,066		24.205	142,1	2.380	0,027	3,5
Leerbroek	23	nee	os	8	6,2	14,5	3,5	24,2	584	477	625	0,075		790	26,4	220	0,060	4,5
Leerdam	24	nee	os	10,5	0,2	8,09	1,23	9,5	5.435	5.104	5.750	0,090		nm			0,000	1,0
Meerkerk	25	nee	os	7,5	0,5	4,9	2,5	7,9	1.015	759	750	0,053		3.244	332,5	170	0,012	2,5
Middelhamis	26r	nee	os	9	0,5	2,9	1	4,4	3.593	5.155	4.063	0,048		11.199	175,6	750	0,018	2,8
Schelluinen	27	nee	os	8,8	7,86	9,34	0,92	18,1	15.051	12.000	10.185	0,050		9.995	-1,9	2.250	0,058	4,4
Sliedrecht	28	nee	os	10,5	1,45	6,32	1,33	9,1	9.937	13.273	10.000	0,056		12.612	26,1	2.150	0,040	3,8
Spijkenisse Allemanspolder	29	nee	os	10,6	0,35	5,3	1,78	7,4	19.072	22.368	26.125	0,032		91.321	249,6	2.780	0,009	2,0
Zuidland jg	30	nee	os	10	1,3	4,5	1,4	7,2	1.313	1.313	1.478	0,055		2.166	46,5	320	0,037	3,7
Zwijndrecht jg	31a	nee	os	9	1,3	2,2	1,1	4,6	28.884	28.884	42.411	0,027		38.504	-9,2	3.950	0,030	3,6
Zwijndrecht	31	nee	os	9,2	2,2	1,2	1,1	4,5		32.554	42.411	0,023		24.839	-41,4	3.830	0,039	3,9

Bijlage 4: Resultaten van de dimensioneringsberekeningen met de aangepaste parameterwaarden voor K_n en S

RWZI									Debiet		Praktijkgegevens			HSA-berekeningen				S=1,6 Kn=0,5 NH4m=NH4g	
nr VBT type				T	NH4	NO3	Norg	Ntot	jaar gemiddelden	periode	Volume	slibbelast	slibprod	Kn=0,5 volume	hsa-p/p	Kn=0 volume	hsa-p/p		
				°C	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	m3/d	m3/d	m3	kg/kg.d	kg/d	m3	%	m3	%	m3	%
Horstermeer Horstermeer	1r	ja	vd	10,3	5,3	4,5	3,0	12,8	33.095	46.699	12.500	0,075	3.400	13.212	5,7	12.333	-1,3	12.597	0,8
	1	ja	vd	10,0	2,5	7,3	2,3	12,0		26.154	12.500	0,058	2.730	16.066	28,5	14.259	14,1	15.410	23,3
Alkmaar Alkmaar	2	ja	vd	11,5	1,3	9,8	6,7	17,8	19.980	19.460	11.700	0,089	3.070	19.106	63,3	14.998	28,2		
	2r	ja	vd	11,0	4,0	8,0	2,0	14,0		25.787	11.700	0,075	2.920	13.442	14,9	12.285	5,0	12.846	9,8
Olburgen Olburgen	3	ja	as/vd	11,5	14,3	14,9	3,5	32,7	32.745	35.705	10.080	0,168	5.700	15.759	56,3	15.285	51,6		
	3	ja	as/vd	11,1	9,4	18,3	4,8	32,5		36.603	10.080	0,134	5.700	15.624	55,0	14.994	48,8		
Hattem Hattem Hattem	4r	ja	os	10,5	3,8	4,1	2,4	10,3	12.264	15.053	13.700	0,036	1.660	10.293	-24,9	9.403	-31,4	9.844	-28,1
	4	ja	os	11	1,7	3,5	2	7,2		12.260	13.700	0,024	1.110	7.776	-43,2	6.491	-52,6		
	4r	ja	os	10,3	3,2	3,6	2,0	8,8		22.226	13.700	0,031	1.490	7.173	-47,6	6.382	-53,4		
Zwaanshoek Zwaanshoek	5	ja	as	9,5	17,5	3,9	5,1	26,5	24.071	19.970	7.000	0,090	1.290	8.555	22,2	8.363	19,5	8.130	16,1
	5r	ja	as	9,5	18,4	2,2	0,6	21,2		30.190	7.000	0,105	1.810	8.903	27,2	8.696	24,2	8.423	20,3
Kralingseveer Kraling BZV-meting	6r	ja	os	10,5	2,4	6,4	1,6	10,4	91.498	124.102	26.000	0,056	8.100	34.502	32,7	30.179	16,1	33.003	26,9
	6	ja	os	10,5	4,2	7,9	1,9	14,0		109.767	26.000	0,061	8.480	23.234	-10,6	21.204	-18,4	22.088	-15,0
Nijkerk Nijkerk	7	ja	os	10,3	1,1	11,0	2,0	14,1	12.815	13.293	7.195	0,059	1.370	6.853	-4,8	4.794	-33,4		
	7	ja	os	10,0	2,4	12,0	2,0	16,4		10.801	7.195	0,102	2.700	9.197	27,8	7.657	6,4		
Assen Assen	8r	ja	os	8,3	6,7	4,2	3,2	14,1	20.205	29.425	10.550	0,110	3.420	14.214	34,7	13.216	25,3		
	8	ja	os	9,1	4,4	6,6	3,0	14,0		17.967	10.550	0,079	2.520	11.922	13,0	10.839	2,7	11.293	7,0
Beemster Beemster	9	nee	os	8,5	2,1	5,0	2,2	9,3	18.829	20.741	17.340	0,047	4.560	21.087	21,6	17.500	0,9	19.973	15,2
	9r	nee	os	9,0	1,8	2,8	1,7	6,3		24.058	17.340	0,043	4.830	20.409	17,7	16.592	-4,3	19.339	11,5
Haastrecht Haastrecht Haastrecht	10	nee	os	11,5	0,7	2,6	1,4	4,7	1.276	992	1.565	0,034	170	1.418	-9,4	857	-45,2		
	10	nee	os	11,5	0,8	2,5	1,3	4,6		749	1.565	0,033	170	1.128	-27,9	699	-55,3		
	10r	nee	os	8,5	0,8	3,0	0,7	4,5		1.907	1.565	0,035	210	1.497	-4,3	907	-42,0		
Krimpen a/d Lek Krimpen a/d Lek	11	nee	os	8,5	5,0	9,5	1,5	16,0	19.618	19.800	13.750	0,050	3.620	10.704	-22,2	9.698	-29,5	10.056	-26,9
	11r	nee	os	9,7	5,1	7,1	1,5	13,6		23.750	13.750	0,051	3.210	10.453	-24,0	9.523	-30,7	9.852	-28,3
Krimpen a/d Lek 1994	11a	nee	os	9	1,1	8,7	1,4	11,2	18762	18762	13750	0,032		11284	-17,9	9.112	-33,7		
Ridderkerk Ridderkerk Ridderkerk	12	nee	os	12,0	1,6	5,0	1,3	7,9	22.824	21.830	20.000	0,044	3.270	21.224	6,1	16.955	-15,2	20.158	0,8
	12	nee	os	11,5	0,3	4,8	1,3	6,4		17.329	20.000	0,057	3.890	47.448	137,2	15.911	-20,4		
	12r	nee	os	10,5	0,9	4,9	1,0	6,8		28.669	20.000	0,063	3.270	34.329	71,6	22.911	14,6		
Reeuwijk-Randenburg Reeuwijk-Randenburg Reeuwijk-Randenburg	13r	nee	os	10,5	4,1	6,5	2,3	12,9	6.548	9.415	6.250	0,095	1.660	8.209	31,3	7.303	16,8	7.715	23,4
	13r	nee	os	11,0	2,9	9,3	1,1	13,3		8.665	6.250	0,084	1.470	7.146	14,3	6.088	-2,6	6.712	7,4
	13	nee	os	11,0	1,7	5,0	1,6	8,3		5.605	6.250	0,046	1.050	4.948	-20,8	3.861	-38,2	4.658	-25,5
Lichtenvoorde Lichtenvoorde	14	nee	os	10,0	1,2	2,7	1,7	5,6	8.631	6.338	12.810	0,038	1.130	12.248	-4,4	8.908	-30,5		
	14r	nee	os	10,0	3,3	0,7	3,0	7,0		16.048	12.810	0,052	1.270	12.497	-2,4	11.005	-14,1	11.836	-7,6
Echten Echten	15r	nee	os	8,8	11,0	1,0	2,0	14,0	25.032	40.460	25.280	0,089	8.430	25.780	2,0	24.508	-3,1	24.064	-4,8
	15	nee	os	9,8	8,6	4,7	2,3	15,6		14.967	25.280	0,095	9.090	26.772	5,9	25.142	-0,5	25.028	-1,0
Berkenwoude	16	nee	os	11	0,3	9	1,7	11,0	452	335	805	0,081		1.185	47,2	386	-52,0		
Den Bommel	17	nee	os	9	2	15,5	1,7	19,2	948	1.411	765	0,108		1.521	98,8	1.222	59,7		
Dirksland	18r	nee	os	10	0,8	4,7	0,8	6,3	1.256	2.127	1.025	0,078		2.373	131,5	1.519	48,2		
Gellekenes	19	nee	os	11	0,5	3,5	1,9	5,9	8.456	8.118	7.000	0,053		14.892	112,7	7.919	13,1		
Hardinxveld de Peulen	20	nee	os	11	1,7	1,6	1,2	4,5	5.093	4.190	4.220	0,051		3.829	-9,3	3.020	-28,4	3.634	-13,9
Heenvliet	21	nee	os	10	0,7	6,4	0,9	8,0	1.849	1.899	1.730	0,034		2.193	26,8	1.811	4,7		
Hellevoetsluis jaarg	22	nee	os	9	1,3	4,3	2,8	8,4	13.192	13.192	10.000	0,066		18.769	87,7	14.150	41,5		
Leerbroek	23	nee	os	8	6,2	14,5	3,5	24,2	584	477	625	0,075		731	17,0	673	7,7	686	9,8
Leerdam	24	nee	os	10,5	0,2	8,09	1,23	9,5	5.435	5.104	5.750	0,090		30.069	422,9	5.148	-10,5		
Meerkerk	25	nee	os	7,5	0,5	4,9	2,5	7,9	1.015	759	750	0,053		1.791	138,8	885	18,0		
Middelhamis	26r	nee	os	9	0,5	2,9	1	4,4	3.593	5.155	4.063	0,048		6.041	48,7	2.793	-31,3		
Schelluinen	27	nee	os	8,8	7,86	9,34	0,92	18,1	15.051	12.000	10.185	0,050		9.445	-7,3	8.887	-12,7	8.885	-12,8
Sliedrecht	28	nee	os	10,5	1,45	6,32	1,33	9,1	9.937	13.273	10.000	0,056		9.926	-0,7	7.491	-25,1		
Spijkenisse Allemanspolder	29	nee	os	10,6	0,35	5,3	1,78	7,4	19.072	22.368	26.125	0,032		38.730	48,2	15.648	-40,1		
Zuidland jg	30	nee	os	10	1,3	4,5	1,4	7,2	1.313	1.313	1.478	0,055		1.660	12,3	1.208	-18,3		
Zwijndrecht jg Zwijndrecht	31a	nee	os	9	1,3	2,2	1,1	4,6	28.884	28.884	42.411	0,027		29.741	-29,9	22.002	-48,1		
	31	nee	os	9,2	2,2	1,2	1,1	4,5	28.884	32.554	42.411	0,023		21.004	-50,5	17.386	-59,0		

Bijlage 5: Gegevens van de standaard-RWZI voor de vergelijking van HSA- en Kayser-methode

Uitgangspunten

Influent

Debiet	16.000	16.000	16.000	m ³ /d
BZV	3.200	3.200	4.000	kg/d
Kj-N	1.280	800	800	kg/d
BZV/N	2,5	4	5	-

Effluent

NH ₄ -N	2	2	2	mg/l
NO ₃ -N	6	6	6	mg/l
orgN	2	2	2	mg/l

Procesparameters

Temperatuur	9	9	9	°C
drogestofgehalte AT	4	4	4	kg/m ³

groeisnelheid van de nitrificerende bacteriën ($\mu_{\max, \text{dag}^{-1}}$)

HSA	0,52
Kayser	0,47
SF	2,3

