

Simulaties van rioolwaterzuiveringen met het IAWPRC-model

1. Inleiding

Het modelmatig beschrijven van waterzuiveringssystemen wordt steeds belangrijker. Aan de ene kant vragen de steeds strengere eisen die aan zuiveringsystemen worden gesteld om een verdere optimalisatie van de procesvoering van rioolwaterzuiveringsinstallaties. Aan de andere kant wordt dit veroorzaakt doordat de modellen betrouwbaarder en toegankelijker worden.



IR. J. VAN ROOIJ
Grontmij
Advies & Techniek bv



IR. L. VAN DIJK
Grontmij
Advies & Techniek bv



IR. E. VAN 'T OEVER
Grontmij
Advies & Techniek bv

De ontwikkeling en toepassing van simulatiemodellen heeft tot nu toe hoofdzakelijk plaatsgevonden in het buitenland. Toonaangevend daarbij zijn landen als Denemarken, Duitsland, Amerika, Japan, Zuid-Afrika en Zwitserland. Over de modellering van actief-slibsystemen is in 1987 internationale overeenstemming bereikt met de publikatie van het IAWPRC-model [IAWPRC, 1987]. Dit model maakt dynamische simulaties mogelijk van actief-slibsystemen door een specifieke koppeling van kinetische betrekkingen en een reactormodel. Verscheidene wetenschappelijke onderzoeken hebben inmiddels aangetoond dat het IAWPRC-model in staat is om een actief-slibstelsysteem goed te simuleren [Dold & Marais, 1986; Sollfrank, 1988; Lesouef *et al.*, 1992]. Bij deze onderzoeken is ook een uitgebreid programma van metingen en analyses uitgevoerd om het influent en het functioneren van de te simuleren installatie in kaart te brengen. In Nederland is tot nu toe relatief weinig onderzoek uitgevoerd naar het vaststellen van de voor het model benodigde invoergegevens. In dit artikel wordt ingegaan op de vraag in hoeverre het model in staat is om Nederlandse praktijkinstallaties te simuleren op basis van beschikbare gegevens die op routinematige wijze worden gemeten.

Samenvatting

Het IAWPRC-model is een dynamisch simulatiemodel voor actief-slibsystemen. Het beschrijft de omzettingen van CZV en stikstof en de daaruit volgende slibproductie en zuurstofvraag. Hierbij wordt een koppeling gemaakt tussen kinetische betrekkingen en een reactormodel. Om met dit model te kunnen werken is een groot aantal invoerparameters nodig om het onderliggende biokinetische model en het influent te definiëren. Voor rioolwater zijn de parameters voor het biokinetische model afgeleid uit de literatuur. De karakterisering van het influent is echter specifiek voor elke situatie terwijl niet alle voor het model benodigde influentfracties kunnen worden bepaald aan de hand van gegevens die op routinematige wijze beschikbaar zijn van een rwzi. Nagegaan wordt in hoeverre het mogelijk is om zonder kennis van de specifieke influentfracties toch zinvol gebruik te maken van het IAWPRC-model. De ontbrekende influentparameters zijn hierbij bepaald door het model te kalibreren op basis van de werkelijke effluentkwaliteit van de gesimuleerde installatie. De bruikbaarheid van het gekalibreerde model wordt daarna geverifieerd aan de hand van andere praktijkresultaten dan de gegevens die gebruikt zijn voor de kalibratie.

Uit de resultaten van de uitgevoerde simulaties blijkt dat het model goed gekalibreerd kan worden met behulp van de beschikbare gegevens. Het gekalibreerde model kan vervolgens gebruikt worden om voorspellende simulaties mee uit te voeren. Gedacht kan worden aan het voorspellen van het effect van proceswijzigingen of het onderling vergelijken van diverse varianten bij uitbreiding van rwzi's.

Er zijn inmiddels verschillende computerprogramma's ontwikkeld waarmee het IAWPRC-model toegepast kan worden. De simulaties die in dit artikel worden beschreven, zijn uitgevoerd met het simulatieprogramma 'Dynamic simulation of complex activated sludge systems N°111' van het Zwitserse ingenieursbureau Aquasystem.

2. Mogelijkheden

Een betrouwbaar simulatiemodel voor actief-slibsystemen kan voor verschillende doeleinden worden gebruikt. Gedacht kan worden aan de volgende mogelijkheden:

- het onderzoeken van het biologisch functioneren van een actief-slibinstallatie;
- als hulpmiddel bij het opsporen van oorzaken van gesignaleerde problemen;
- het onderzoeken van optimalisaties van de bedrijfsvoering van actief-slibinstallaties, bijvoorbeeld het effect van automatische regelingen of recirculatiestromen;
- het controleren en/of aanpassen van een ontwerp voor een actief-slibinstallatie;
- het vergelijken van verschillende varianten voor uitbreiding van een actief-slibinstallatie;
- als aanvulling op of ter vervanging van pilotonderzoek.

3. Het IAWPRC-model

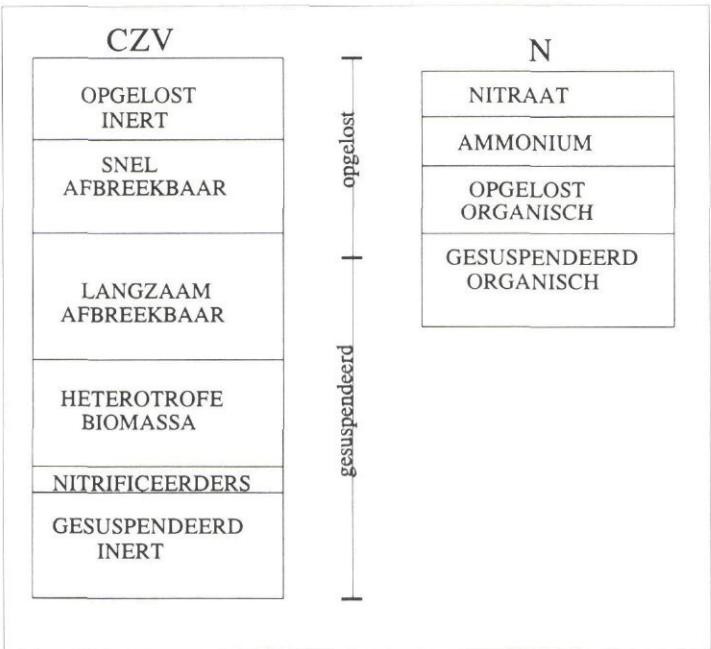
Het model onderscheidt 13 verschillende componenten waarmee de omzettingsprocessen worden beschreven. Het influent moet dus ook volgens deze modelcomponenten gekarakteriseerd worden om in het model ingevoerd te

kunnen worden. De indeling van het influent in het model van CZV en stikstof wordt schematisch weergegeven in afbeelding 1.

De organische componenten, alle uitgedrukt in CZV-equivalenten, worden ingedeeld in een inerte en een biologisch afbreekbare fractie waarbij de inerte fractie bestaat uit een opgelost en een gesuspendeerd gedeelte. De biologisch afbreekbare CZV omvat snel afbreekbare en langzaam afbreekbare CZV en daarnaast heterotrofe en autotrofe biomassa. De stikstofcomponenten worden ingedeeld in nitraat, ammonium en organisch gebonden stikstof waarbij de organische stikstof uit een opgelost en een gesuspendeerd gedeelte bestaat. Als laatste maken zuurstof en bicarbonaat deel uit van de modelcomponenten. Tijdens het zuiveringsproces wordt inerte gesuspendeerde CZV gevormd tijdens de afsterving van biomassa. Deze inerte gesuspendeerde CZV is als een aparte modelcomponent gedefinieerd. Met de modelcomponenten worden 8 omzettingsprocessen doorgerekend.

Heterotrofe processen

- Aërobe groei:
Snel afbreekbare CZV wordt omgezet met behulp van zuurstof. Dit heeft de groei van heterotrofe biomassa tot gevolg. Dit proces wordt gelimiteerd door snel afbreekbare CZV en zuurstof.
- Denitrificatie:
Snel afbreekbare CZV wordt omgezet met



Afb. 1 - Modelindeling van de CZV en stikstof in het influent.

gebruikt. De afsterving van biomassa resulteert in de vorming van langzaam afbreekbare CZV en inerte CZV. Een gedeelte van de afgestorven biomassa-CZV wordt na hydrolyse dus weer gebruikt als substraat voor heterotrofe groei.

Het hierboven beschreven biokinetische model wordt toegepast op één of meerdere ideaal gemengde reactoren in serie. Hiermee kan de mengkarakteristiek van de installatie gesimuleerd worden. Het nabezinkproces wordt door het model niet in beschouwing genomen. De gesuspendeerde stoffen worden allemaal van het effluent gescheiden en na aftrek van spuislib teruggevoerd als retourslib zonder dat de bezinkbaarheid van het slib een rol speelt. De gebruiker van het model wordt zelf geacht rekening te houden met de invloed van tijdens de simulaties gedefinieerde omstandigheden op de bezinkbaarheid van het slib.

behulp van nitraat. Dit heeft de groei van heterotrofe biomassa tot gevolg. Dit proces wordt gelimiteerd door snel afbreekbare CZV en nitraat en wordt geremd door zuurstof.

– Afsterving:

Heterotrofe biomassa sterft af volgens een eerste orde proces en wordt omgezet in langzaam afbreekbare CZV en in inerte CZV.

Autotrofe processen

– Nitrificatie:

Ammonium wordt geoxydeerd tot nitraat met behulp van zuurstof. Dit heeft de groei van autotrofe biomassa tot gevolg.

Dit proces wordt gelimiteerd door ammonium en zuurstof. De nitrificatie wordt beschreven met een éénstapsproces zodat nitriet niet in het model voorkomt.

– Afsterving:

Autotrofe biomassa sterft af volgens een eerste orde proces en wordt omgezet in langzaam afbreekbare CZV en in inerte CZV.

Hydrolyseprocessen

– CZV-hydrolyse:

Langzaam afbreekbare CZV wordt omgezet in snel afbreekbare CZV. De snelheid van dit proces is afhankelijk van de concentratie langzaam afbreekbare CZV en van de verhouding tussen langzaam afbreekbare CZV en heterotrofe biomassa. Daarnaast werkt de aanwezigheid van zuurstof stimulerend op dit proces.

– Organische stikstof:

Gesuspendeerde organische stikstof wordt omgezet in opgeloste organische stikstof.

Dit proces verloopt met dezelfde snelheid als de hydrolyse van CZV.

– Ammonificatie:

Opgeloste organische stikstof wordt omgezet in ammonium volgens een eerste orde proces.

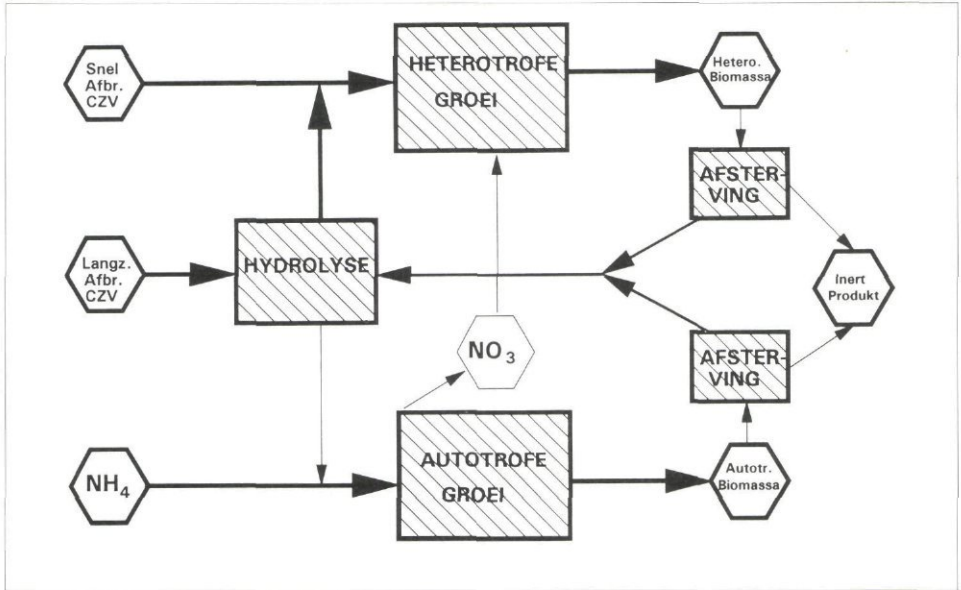
De belangrijkste processen worden geïllustreerd in afbeelding 2. De snel afbreekbare CZV is het substraat voor zowel aërobe CZV-oxydatie als denitrificatie. De snelheden van beide processen worden beschreven door Monod-vergelijkingen met bovengenoemde limitatietermen. De langzaam afbreekbare CZV moet eerst omgezet worden naar snel afbreekbare CZV voordat het als substraat kan worden

4. Bepaling van de invoerparameters

Het model heeft een groot aantal invoerparameters nodig. Om het biokinetische model te definiëren moeten 45 stochiometrische parameters, kinetische constanten en temperatuurafhankelijkheids-coëfficiënten ingevoerd worden. Daarnaast zijn de karakterisering van het influent en de configuratie en bedrijfsvoering van de installatie nodig. Voor dynamische simulaties komen hier nog bij de variaties in de tijd van het debiet, de totale CZV- en stikstofconcentraties van het influent en de temperatuur.

Naar de toepassing van het model op de zuivering van rioolwater is inmiddels veel

Afb. 2 - Schematisch overzicht van de belangrijkste processen in het IAWPRC-model.



onderzoek gedaan zodat de invoerparameters die het biokinetische model definiëren voor een groot deel uit de literatuur kunnen worden afgeleid [Aquasystem, 1991; Dold & Marais, 1986; Grady & Lim, 1980; IAWPRC, 1987]. De gegevens over de configuratie en de bedrijfsvoering van de installatie zijn per installatie relatief eenvoudig vast te stellen. De karakterisering van het influent is echter minder eenvoudig te bepalen. Deze is namelijk sterk afhankelijk van de aanvoer van afvalwater en van het rioolstelsel. Voor een complete analyse van de influentkarakterisering zijn naast de standaardanalyses als CZV, Kjeldahlstikstof en ammonium aanvullende experimenten nodig, bijvoorbeeld in de vorm van batchgewijze experimenten waarbij de respiratiesnelheid wordt gemeten [Ekama *et al.*, 1986; Kappeler & Gujer, 1992; Lesouef *et al.*, 1992].

5. Simulaties

Om na te gaan of met een minder vergaande influentkarakterisering volstaan kan worden waarbij het IAWPRC-model toch zinvol toegepast kan worden, zijn door Grontmij enkele simulaties van rioolwaterzuiveringsinstallaties uitgevoerd op basis van beschikbare analysegegevens die op routinematige wijze verkregen worden. De rwzi Terneuzen en de rwzi Bergambacht worden in dit artikel als voorbeelden gebruikt. Het influent wordt in eerste instantie gekarakteriseerd aan de hand van de beschikbare informatie van de installatie. De ontbrekende parameters worden bepaald door het model te kalibreren. Hierbij wordt een onbekende parameter gevarieerd totdat de resultaten van de simulaties het beste overeenkomen met in de praktijk behaalde resultaten. De bruikbaarheid van het gekalibreerde model wordt vervolgens geverifieerd aan

de hand van andere praktijkgegevens dan die voor de kalibratie zijn gebruikt.

rwzi Terneuzen

Het actief-slibstelsysteem van de rwzi Terneuzen bestaat uit een contacttank en een beluchtingsbassin waarin intermitterende beluchting wordt toegepast. Een stroomschema van de gesimuleerde installatie is weergegeven in afbeelding 3. Bij de simulatie wordt uitgegaan van voorbezonken huishoudelijk afvalwater als toevoer voor het actief-slibstelsysteem. De analyseresultaten van de toevoer voor het actief-slibstelsysteem en het effluent uit de periode 16-18 september 1992 staan vermeld in tabel I.

TABEL I - Praktijkresultaten van de rwzi Terneuzen.

Parameter		Toevoer	Effluent
Debiet	(m ³ /d)	12.000	-
Temperatuur	(°C)	17	18
CZV (totaal)	(mg/l)	220	50
Zwevende stof	(mg/l)	20	10
NH ₄ -N	(mg/l)	26	1
NO ₃ -N	(mg/l)	-	7

De karakterisering van het influent is zoveel mogelijk uitgevoerd op basis van beschikbare gegevens. De concentratie inerte opgeloste CZV wordt afgeleid uit de CZV-concentratie in het effluent van de installatie, verminderd met het gesuspenderde aandeel. Dit levert een inerte opgeloste CZV-concentratie op van 30 mg CZV/l. De fracties snel afbreekbare CZV en heterotrofe biomassa worden respectievelijk op 10% en 15% van de totale CZV geschat op basis van literatuurreferenties [Kappeler & Gujer, 1992]. Ter controle zijn achteraf respiratieexperimenten uitgevoerd om de concentratie snel afbreekbare CZV te meten. Dit leverde een concentratie snel afbreekbare CZV op van 8% van de totale CZV, wat redelijk overeenkomt met de

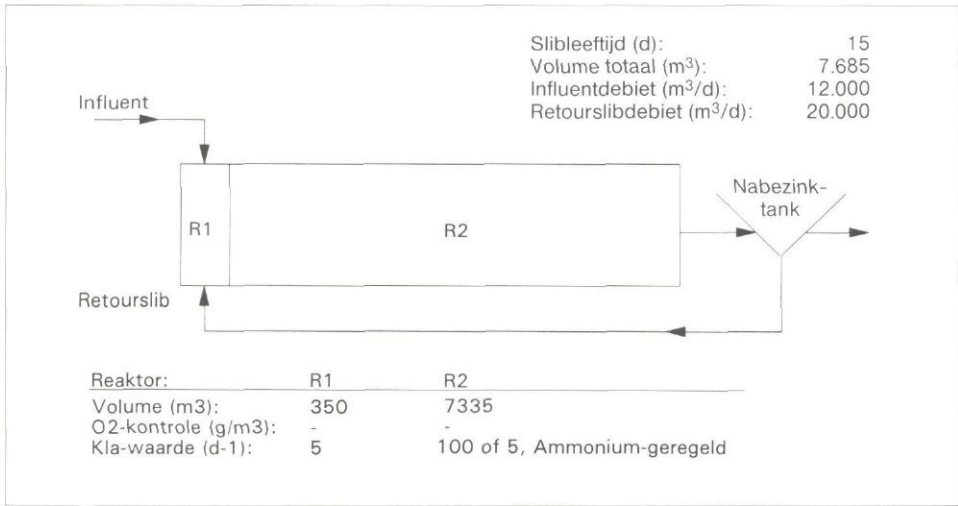
gemaakte schatting van 10%. De verdeling van de totale biologisch afbreekbare CZV over snel afbreekbaar, langzaam afbreekbaar en heterotrofe biomassa blijkt overigens weinig invloed te hebben op de resultaten van de simulaties. Dit is gebleken uit een gevoeligheidsanalyse. De stikstof in het influent wordt aan de hand van beschikbare gegevens en ervaringen uit de literatuur zo gelijkmatig mogelijk over de inmiddels vastgestelde CZV-fracties verdeeld.

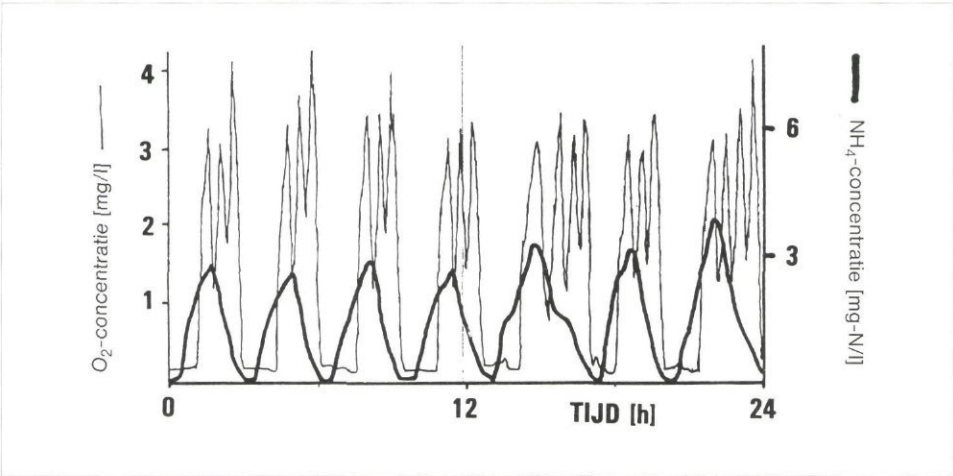
In september 1992 is de bestaande regeling van de beluchting tijdelijk vervangen door een regeling met een on-line ammoniummonitor en zuurstofmeting. De setpoints van de ammoniumregeling zijn zo ingesteld dat de beluchting wordt uitgeschakeld als de ammoniumconcentratie in de beluchtingsruimte lager dan 1 mg-N/l wordt en weer ingeschakeld als de ammoniumconcentratie boven de 3 mg-N/l komt. In de beluchte periodes wordt de zuurstofconcentratie op 2,5 mg/l geregeld. Voor de variaties van het debiet en de samenstelling van het influent over de dag is gebruik gemaakt van analyses van uurmonsters die gedurende drie dagen zijn genomen in het kader van een eerder uitgevoerd optimalisatieonderzoek.

De inerte gesuspenderde CZV-concentratie is niet uit de beschikbare gegevens af te leiden. Deze concentratie is gebruikt als fitparameter om het model te kalibreren. Hiermee wordt in dit geval ook de totale biologisch afbreekbare fractie vastgelegd. De stikstofconcentraties in het effluent die door het model voorspeld worden komen het beste overeen met de werkelijkheid bij een waarde voor de inerte gesuspenderde CZV-concentratie van 10 mg CZV/l. Ten opzichte van de andere CZV-fracties is dit erg laag. Een reden hiervoor kan zijn dat het om voorbezonken afvalwater gaat waarbij relatief veel gesuspenderd materiaal in de voorbezinktank wordt afgescheiden. De gemiddelde effluentconcentraties van ammonium en nitraat die door het gekalibreerde model worden voorspeld bedragen respectievelijk 1,6 en 7,2 mg N/l waarmee de praktijkresultaten (resp. 1 en 7 mg/l) goed worden benaderd (zie tabel I).

De kalibratie wordt vervolgens geverifieerd met het verloop van concentraties over de dag. Het verloop van de ammonium- en de zuurstofconcentratie in de praktijkinstallatie wordt weergegeven in afbeelding 4. Het verloop van de zuurstof- en ammonium-

Afb. 3 - Stroomschema van de gesimuleerde rwzi Terneuzen.





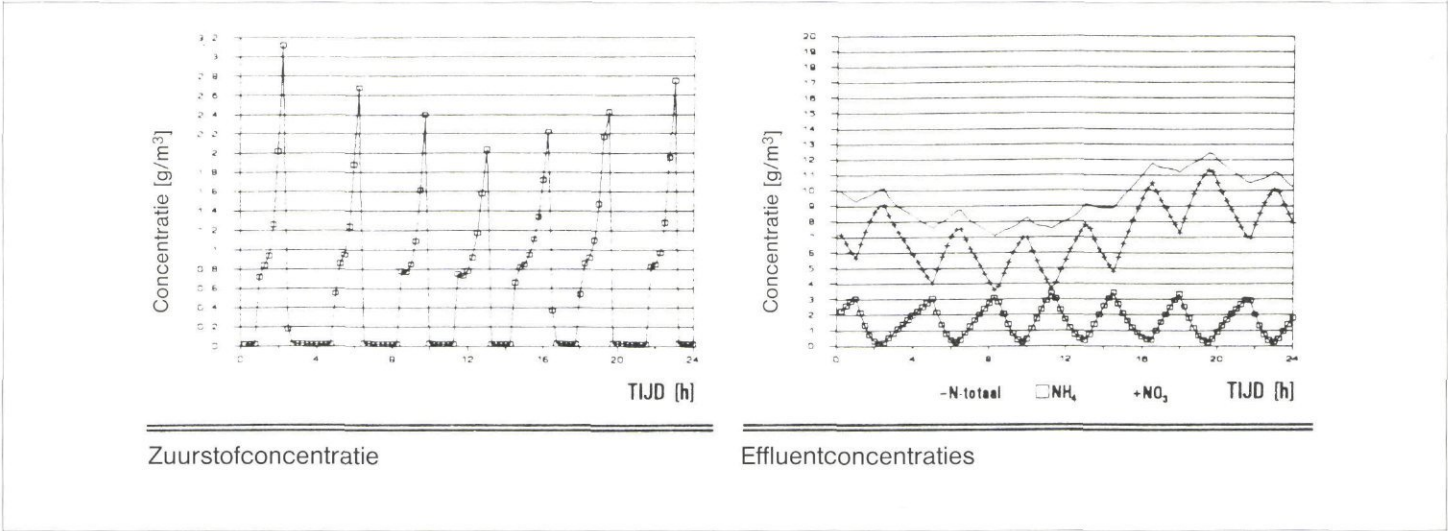
Afb. 4 - Praktijkresultaten van de rwzi Terneuzen.

concentratie tijdens de simulatie blijkt goed overeen te komen met de werkelijkheid zoals te zien is in afbeelding 5. Zowel de patronen als het aantal aan/uitcyclussen zijn in de simulatie hetzelfde als in de praktijk. Het op gemiddelde stikstofconcentraties in het effluent gekalibreerde model blijkt ook de dagvariaties in de concentraties stikstofverbindingen van de praktijkinstallatie goed te beschrijven.

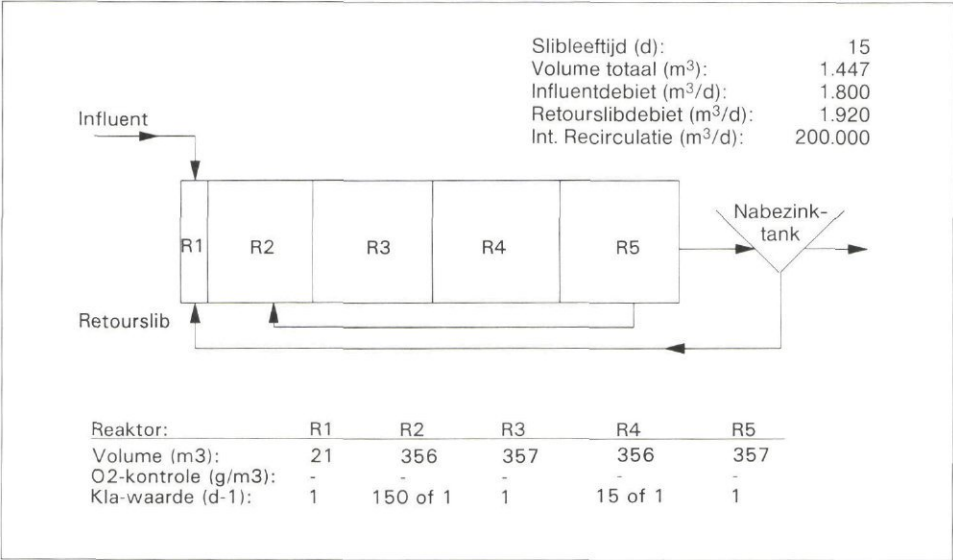
rwzi Bergambacht

De rwzi Bergambacht bestaat uit een contacttank en een beluchtingsruimte van het carouseltype, waarbij intermitterend belucht wordt. De beluchtingsruimte is gesimuleerd door vier gemengde reactoren in serie, waarbij vanuit de laatste reactor intern gerecirculeerd wordt naar de eerste reactor. Het interne recirculatie-debiet dat hierbij gehanteerd wordt is veel

Afb. 5 - Simulatiere resultaten van rwzi Terneuzen.



Afb. 6 - Stroomschema van de gesimuleerde rwzi Bergambacht.



groter dan het influentdebiet. De beluchting in de simulaties vindt plaats in de eerste reactor. Het stroomschema van de gesimuleerde installatie is weergegeven in afbeelding 6.

Op rwzi Bergambacht is een onderzoek uitgevoerd in het kader van het rwzi 2000 programma [STOWA, 1993]. Uit dit onderzoek zijn twee periodes geselecteerd voor de simulaties. De eerste periode (periode 1) die geselecteerd is, kenmerkt zich door drie onbeluchte periodes van elk 2 uur per etmaal. Het model wordt gekalibreerd op basis van gegevens uit periode 1. Het gekalibreerde model wordt gebruikt om de werking van de installatie te simuleren tijdens periode 2.

De gemiddelde resultaten uit beide periodes zijn te vinden in tabel II. De influentkarakterisering voor periode 1 is gebaseerd op de gegevens uit deze tabel.

TABEL II – Praktijkresultaten van rwzi Bergambacht.

Parameter		Periode 1		Periode 2	
		Influent	Effluent	Influent	Effluent
Debiet	(m ³ /d)	1.786	–	1.598	–
CZV	(mg/l)	409	43	440	58
BZV	(mg/l)	167	4	176	3
NKj	(mg-N/l)	38	–	43	–
NH ₄	(mg-N/l)	–	2	–	2
NO ₃	(mg-N/l)	–	8	–	4
D.S.-slib	(g/l)	3,7	–	3,4	–
Temperatuur	(°C)	16	–	11	–

De opgeloste inerte CZV-fractie is afgeleid van de CZV-concentratie in het effluent. De gesuspenderde inerte CZV-fractie is afgeleid door een kalibratie van het model, net als bij de simulatie van de rwzi Terneuzen. Een concentratie inerte gesuspenderde CZV van 160 mg/l (39% van de totale CZV) bleek het beste te voldoen. Voor de verdere verdeling van de biologisch afbreekbare CZV in snel en langzaam afbreekbare CZV en heterotrofe biomassa zijn dezelfde verhoudingen aangehouden als bij de simulatie van rwzi Terneuzen. Bij rwzi Terneuzen is weliswaar sprake van voorbezonden afvalwater maar deze indeling bleek niet veel invloed te hebben op de uiteindelijke resultaten. Voor de variaties van het influentdebiet over de dag is gebruik gemaakt van een Nederlands gemiddelde. De samenstelling van het influent wordt constant verondersteld over de dag.

De resultaten van de simulatie van periode 1 zijn weergegeven in afbeelding 7. Te zien is dat de zuurstofconcentratie tijdens de beluchte periodes in de eerste reactor ongeveer op 2 mg/l ligt en in de volgende compartimenten afneemt. De gemiddelde effluentconcentraties aan ammonium en nitraat zijn respectievelijk 2 en 8 mg/l. Dit komt

goed overeen met de werkelijkheid (zie tabel II). Het model is hiermee gekalibreerd voor deze installatie.

Tijdens periode 2 is de verhouding tussen onbeluchte en beluchte tijd in de praktijk verhoogd naar vier onbeluchte periodes van 2 uur per etmaal. In de simulaties van deze periode is hetzelfde gedaan.

Tegelijkertijd is halverwege de omloop van de carrousel extra beluchtingscapaciteit geïnstalleerd. Dit wordt gesimuleerd door een extra beluchting in de derde reactor. De extra beluchtingscapaciteit in de derde reactor is een vijfde van de capaciteit die aan het begin van de carrousel aanwezig is. Andere verschillen tussen beide periodes zijn het influentdebiet, het slibgehalte in de beluchtingsruimte en de heersende temperatuur (zie tabel II).

De simulatie van periode 2 is uitgevoerd met het op basis van periode 1 gekalibreerde model. De totale CZV- en NKj-concentraties in het influent evenals de inerte opgeloste CZV-concentratie zijn aangepast op basis van de beschikbare analyseresultaten van de werkelijke installatie. De resultaten van deze simulatie zijn te vinden in afbeelding 8.

Te zien is dat de zuurstofconcentratie in de beluchte periodes minder afneemt in de derde reactor dan in periode 1 het geval was. Dit komt door het toepassen van extra beluchting halverwege de omloop. Door de langere onbeluchte tijd is de nitraatconcentratie in het effluent gedaald. De ammoniumconcentratie is iets gestegen omdat de beluchte periodes zijn afgenomen en de temperatuur is gedaald. De gemiddelde ammonium- en nitraatconcentraties in het effluent komen in periode 2 respectievelijk op 3 en 4 mg/l uit. Deze resultaten komen goed overeen met de werkelijkheid (zie tabel II).

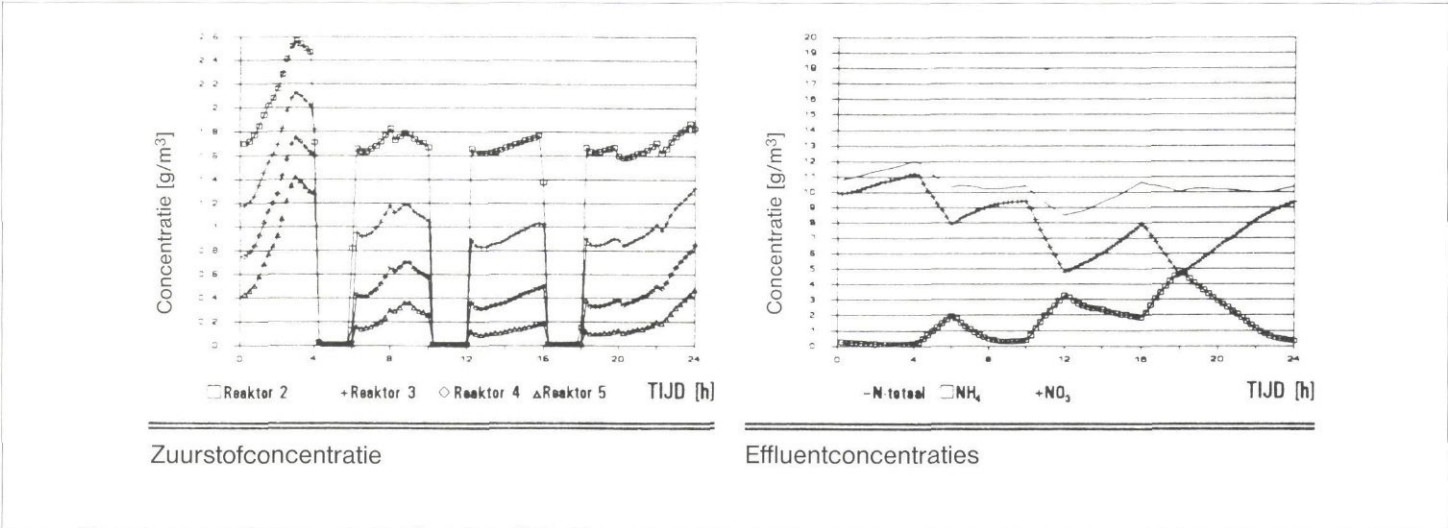
6. Conclusie

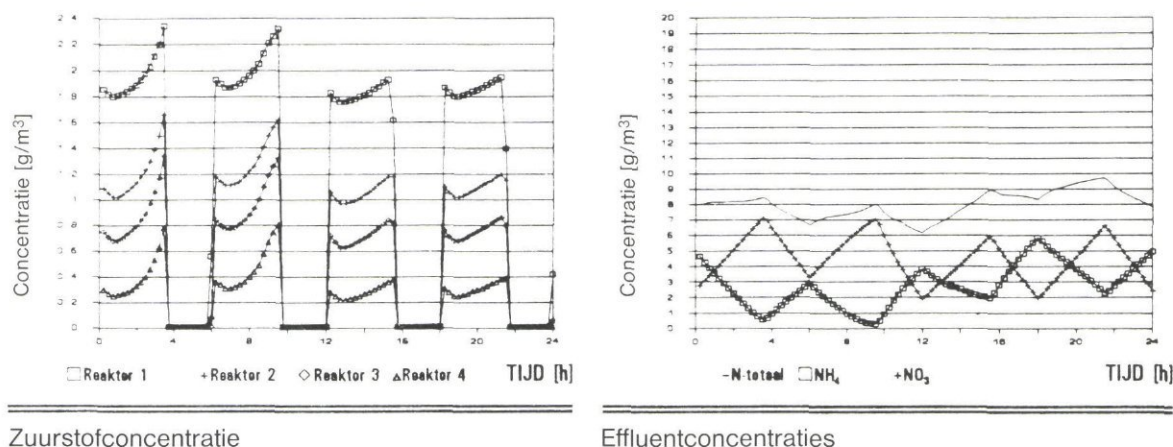
Uit de uitgevoerde simulaties blijkt dat het met het IAWPRC-model mogelijk is om een rwzi te simuleren op basis van de beschikbare analysegegevens die op routinematige wijze worden verkregen. De verdeling van de influent-CZV in een inerte en een biologisch afbreekbare fractie blijkt een kritische invoerparameter te zijn en kan gebruikt worden om het model te kalibreren. Het gekalibreerde model blijkt vervolgens in staat om de zuiveringsresultaten van de installatie bij gewijzigde omstandigheden goed te kunnen voorspellen.

7. Evaluatie

De betrouwbaarheid van de simulaties van de actief-slibsystemen van rwzi's kan verder worden opgevoerd als er bij de metingen en analyses voor een te simuleren installatie gedurende enige tijd een aantal parameters extra wordt vastgesteld. De productie van spuislib kan een belangrijke toetsingsparameter zijn om de betrouwbaarheid van het model te verifiëren. Ook het verloop van de zuurstofconcentratie in de beluchtings-

Afb. 7 – Simulatie­resultaten van rwzi Bergambacht over periode I (12/10/89-8/11/89).





Afb. 8 - Simulatiere resultaten van rwwi Bergambacht over periode 2 (1/3/90-3/4/90).

ruimte qua plaats en tijd kan relatief eenvoudig worden gemeten en kan belangrijk zijn bij het uitvoeren van simulaties. Eventueel kan gedacht worden aan het uitvoeren van enkele respiratie-experimenten om het influent nauwkeuriger te karakteriseren. Ook kan het meten van de respiratiesnelheid in de beluchtingsruimte een extra toetsingsparameter opleveren.

Het model wordt tot nu toe vrijwel uitsluitend toegepast op de zuivering van rioolwater. Over de simulatie van de zuiveringsprocessen van dit type afvalwater is veel kennis verzameld zodat hierop verder gebouwd kan worden. Om het model ook toe te kunnen passen op andere soorten afvalwater moeten de invoerparameters specifiek voor elk type afvalwater bepaald worden. Daarna kan het model waarschijnlijk ook ingezet worden voor andere soorten afvalwater. Voor percolatiewater van een afvalstortplaats is dit door Grontmij uitgevoerd, waarbij de resultaten zeer positief waren.

Gezien de hogere eisen die aan het zuiveringsproces worden gesteld, wordt het toepassen van meet- en regelsystemen in actief-slibinstallaties steeds belangrijker. Een goed simulatiemodel is een waardevol hulpmiddel om het effect van geavanceerde regelingen te kunnen onderzoeken. Naar verwachting is het IAWPRC-model hiervoor goed te gebruiken.

Het huidige model beperkt zich tot de omzettingen van CZV en stikstof. De laatste tijd zijn ook modellen ontwikkeld voor dynamische nabezinking, licht-slibproblematiek en fosfaatverwijdering [Dupont & Henze, 1992; Gujer &

Kappeler, 1992; Wentzel *et al.*, 1992]. Door deze modellen te combineren met het huidige model kunnen de mogelijkheden in de toekomst wellicht worden uitgebreid.

8. Aanbevelingen

Om in Nederland de kennis en ervaring met simulatiemodellen te verhogen verdient het aanbeveling te streven naar een samenwerkingsvorm tussen waterkwaliteitsbeheerders, universiteiten en ingenieursbureaus. Hierbij is het van belang dat er een standaardmodel geaccepteerd wordt zodat verschillende ervaringen uitgewisseld kunnen worden. Gezien de positieve resultaten die met het openbaar toegankelijke IAWPRC-model bereikt worden, komt dit model in aanmerking als een dergelijk standaardmodel.

Literatuur

- Aqua-system AG (1991). *Dynamic simulation of complex activated sludge systems*. Manual program 111, version 4.0.
- Dold, P. L. and Marais, G. V. R. (1986). *Evaluation of the general activated sludge model proposed by the IAWPRC task group*. Water Science Technology 18, 63-89.
- Dupont, R. and Henze, M. (1992). *Modelling of the secondary clarifier combined with the activated sludge model N⁰1*. Water Science and Technology 25, 285-300.
- Ekama, G. A., Dold, P. L. and Marais, G. V. R. (1986). *Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems*. Water Science Technology 18, 91-114.
- Grady, C. P. L. and Lim, H. C. (1980). *Biological wastewater treatment, theory and applications*. Marcel Dekker, New York.
- Gujer, W. and Kappeler, J. (1992). *Modelling population dynamics in activated sludge systems*. Water Science and Technology 25, 93-103.
- IAWPRC Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment (1987). *Activated Sludge Model No. 1*, Scientific and Technical Reports No. 1. IAWPRC, London.

Scientific and Technical Reports No. 1. IAWPRC, London.

Kappeler, J. and Gujer, W. (1992). *Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling*. Water Science and Technology 25, 125-139.

Lesouef, A., Payraudeau, M., Rogalla, F. and Kleiber, B. (1992). *Optimizing nitrogen removal reactor configurations by on-site calibration of the IAWPRC activated sludge model*. Water Science and Technology 25, 105-123.

Sollfrank, U. (1988). *Bedeutung organischer fraktionen in kommunalem abwasser im Hinblick auf die mathematische modellierung von belebtschlamm-systemen*. Dissertation No. 8765, ETH Zürich.

STOWA (1993). *Vergaande nutriëntenververijdering op een zeer laagbelaste actief-slibinstallatie (rwwi Bergambacht)*. STOWA-rapport in druk.

Wentzel, M. C., Ekama, G. A. and Marais, G. V. R. (1992). *Processes and modelling of nitrification denitrification biological excess phosphorus removal systems*. Water Science and Technology 25, 59-82.

Cursus Visstandbeheer en Integraal Waterbeheer

De organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij (OVb) organiseert een cursus 'Visstandbeheer en Integraal Waterbeheer'. De tweedaagse cursus wordt gehouden op 4 en 5 november, 9 en 10 november en 16 en 17 november 1993, verspreid over het land.

Nadere inlichtingen: Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, mevrouw M. Muts of de heer O. Terlouw, Postbus 433, 3430 AK Nieuwegein, telefoon 03402-58411.