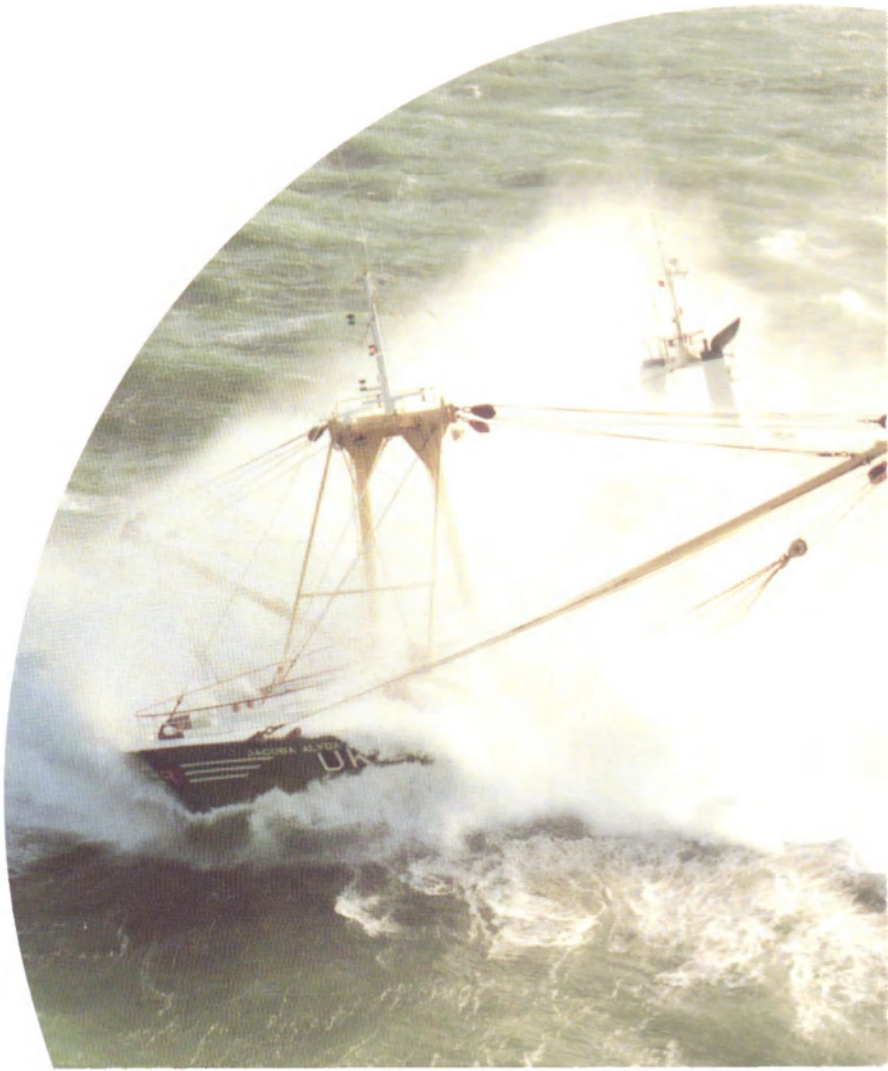
Dienst Landbouwkundig Onderzoek
Rijksinstituut voor Visserijonderzoek

Een evaluatie van biologische filters op aalmesterijen

BIBLIOTHEEK
RIJKSINSTITUUT VOOR
VISSERIJONDERZOEK

A. Kamstra, J.W. van der Heul en M. Nijhof

rivo-dlo



RAPPORT 93.017
September 1993

RIVO Rapport 93.017

Een evaluatie van biologische filters op aalmesterijen

A. Kamstra. J.W. van der Heul en M. Nijhof

september 1993

DLO-Rijksinstituut voor Visserijonderzoek
Haringkade 1
Postbus 68
1970 AB IJmuiden
Telefoon: 02550 64646
Telefax: 02550-64644

De Direktie van het RIVO-DLO is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van het RIVO-DLO; opdrachtgever vrijwaart het RIVO-DLO van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Omslagfoto: Flying Focus - Castricum

228171

Inhoudsopgave:

1. INLEIDING 3

1.1 Achtergrond en doel van het onderzoek 3

1.2 Theoretische achtergrond 3

2. MATERIAAL EN METHODEN 6

3 RESULTATEN EN DISCUSSIE 7

3.1 Beschrijving systemen en filters 7

3.2 De ammonium-omzettingssnelheid in diverse filtertypen 11

3.3 De relatie tussen ammonium en nitriet 16

3.4 Veranderingen in waterkwaliteit en omzettingssnelheid van ammonium 17

3.4.1 Variabiliteit tijdens de bemonstering 17

3.4.2 Variabiliteit binnen een etmaal 17

3.4.3 Variabiliteit over een periode van twee weken 18

3.5 Routinematig bepaalde waterkwaliteitsgegevens van bedrijven 21

3.6 Micro- en macro-elementen 23

3.7 Ontgassing 24

3.8 Produktie en verwijdering van stikstof in de systemen 27

4. EEN VERGELIJKING VAN KOSTEN EN MANAGEMENT-OPTIES VOOR TRICKLINGFILTERS 29

5. CONCLUSIES 32

1. INLEIDING

1.1 Achtergrond en doel van het onderzoek

De omzetting van ammonium tot nitraat (nitrificatie) middels biologische filters is in recirculatiesystemen een sleutelproces. Het ontwerp van dergelijke filters dient zodanig te zijn, dat het door de vis geproduceerde ammonium wordt verwijderd tot niveaus die niet schadelijk zijn voor groei en visgezondheid. De afmetingen van de filters zijn nauw gerelateerd aan de produktiecapaciteit van een systeem.
Nitrificatie in visteeltsystemen is tot nu toe voornamelijk bestudeerd op laboratoriumschaal. Het ontwerp van filters op commerciële kwekerijen is over het algemeen dan ook gebaseerd op bovengenoemd onderzoek. Ontwerpcriteria voor biologische filters op bedrijfsschaal ontbreken.
Het RIVO-DLO heeft kortgeleden experimenten uitgevoerd waarin de extrapolatie van biofilm-experimenten naar een volledige filterkolom is bestudeerd. Op deze schaal gaan met name de dimensies van het filter en het debiet over het filter een rol spelen. Een interessante vraag is nu in hoeverre de ontwikkelde inzichten over complete filters, die in een model zijn verwerkt, in de praktijk bruikbaar zijn.
De praktische relevantie van dergelijk onderzoek is gelegen in het feit dat met de verkregen kennis het management van bestaande filters en het ontwerp van nieuwe filters verbeterd kan worden. In gevallen waarin produktiecapaciteit direct wordt beperkt door waterkwaliteit of zuiveringsvermogen kan deze aanpak snel tot resultaten leiden.

Om het aantal te onderzoeken typen filters beperkt te houden is een selectie gemaakt van vijftien bedrijven die met het 'Inter Aqua-systeem' of het 'Catvis-systeem' werken. Veertien bedrijven waren bereid om aan dit onderzoek mee te werken; deze bedrijven zijn in het voorjaar van 1993 bemonsterd.

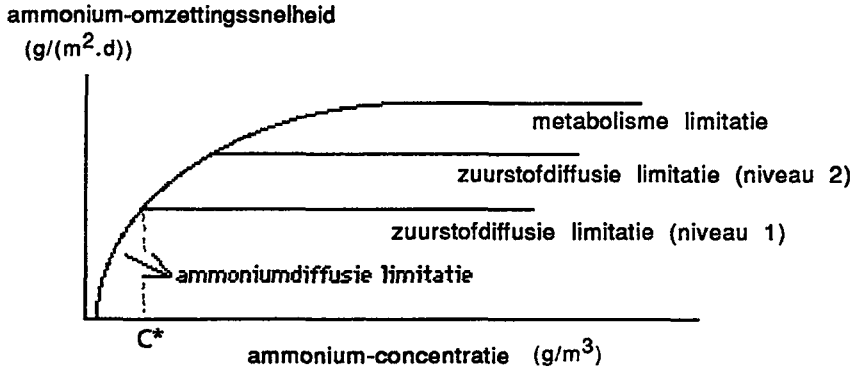
Naast metingen aan nitrificatie en factoren die dit proces beïnvloeden, worden ook een aantal opmerkingen gemaakt over ontgassing en denitrificatie. In het laatste hoofdstuk worden een aantal opties voor het management van filters vergeleken.

1.2 Theoretische achtergrond

Voor een goed begrip van nitrificatie in visteeltsystemen is enige achtergrondkennis vereist. Nitrificatie in trickling of upflow-filters vindt plaats in zogenaamde slib-op-dragersystemen. Dit houdt in dat de bacteriepopulatie die voor de benodigde omzettingen moet zorgdragen gefixeerd is in een biofilm op een drager (meestal kunststof met een relatief groot oppervlak ten opzichte van de inhoud). De omzettingssnelheid van ammonium per eenheid biofilm oppervlak wordt in eerste instantie bepaald door de hoeveelheid ammonium die per tijdseenheid de biofilm kan penetreren. Op grond van de diffusiesnelheid kan afgeleid worden dat de omzettingssnelheid van ammonium in dit traject recht evenredig is met de wortel uit de

ammonium-concentratie (halfde-orde kinetiek). Naarmate de ammonium-concentratie toeneemt, kan een volgend substraat bijvoorbeeld zuurstof limiterend worden. Op dat moment blijft de omzettingssnelheid van ammonium constant bij toenemende ammonium-concentratie (nulde-orde kinetiek). In een situatie waarin alle benodigde substraten volledig in de biofilm kunnen diffunderen, stellen het metabolisme en de grootte van de bacteriepopulatie een grens aan de omzettingssnelheid. In figuur 1 is een en ander nog eens schematisch weergegeven.

Figuur 1. Een schematische weergave van de relatie tussen de ammonium-concentratie en de omzettingssnelheid per eenheid biofilm oppervlak onder verschillende omstandigheden. Weergegeven zijn twee niveaus (1 en 2) waarbij het zuurstofgehalte limiterend is. C is de ammonium-concentratie waarbij de overgang van halfde-orde naar nulde-orde kinetiek plaats vindt.*



Bovenstaand model is bijzonder succesvol gebleken bij het verklaren en beschrijven van ammonium-omzetting op laboratoriumschaal in batch-experimenten met filters met een inhoud van enkele liters. De uitkomsten van dergelijke experimenten zijn in het verleden gebruikt om op praktijkschaal biologische filters te dimensioneren.
Een grote tekortkoming bij een dergelijke extrapolatie is het feit dat in een biologisch filter, afhankelijk van het debiet en de hoogte van het filter, een afname van de ammonium-concentratie en dus van de omzettingssnelheid over de filterkolom plaats vindt. Indien niet voor deze factor gecorrigeerd wordt, kan de totale omzetting over een filter sterk worden overschat.
Daar komt bij dat sinds kort door onderzoek uitgevoerd op het RIVO is gebleken dat de hydraulische belasting (bovenoppervlak) en het type dragermateriaal ook van invloed zijn op de omzettingssnelheid. Om het effect van genoemde factoren op het functioneren van biologische filters te kunnen voorspellen, is op basis van metingen aan een experimenteel filter met een volume van 3 m^3 (zie Aquacultuur, februari 1993) een simulatiemodel gemaakt.

De input in het model bestaat uit de volgende variabelen: debiet (m^3/uur), [NH4] influent filter (g/m^3), bovenoppervlak filter (m^2), hoogte filterbed (cm), specifiek oppervlak dragermateriaal (m^2/m^3) en C* (g/m^3). De meeste variabelen spreken voor zich; C* is de [NH_4-N] waarbij de kinetiek van de ammoniumomzetting omschakelt van halfde-orde

naar nulde-orde, m.a.w. de [NH_4-N] waarboven de omzettingssnelheid niet meer toeneemt.

In het model wordt het filter ingedeeld in segmenten van 10 cm. Op basis van de ingaande ammonium-concentratie in een segment wordt de omzettingssnelheid in het segment berekend:

$$R = a\sqrt{[[NH_4\text{-}N]} - 0.1 \qquad \text{indien } [NH_4\text{-}N] > C^* \text{ dan } [NH_4\text{-}N] = C^*$$

$$a = 0.2 + 0.00078095 \times H$$

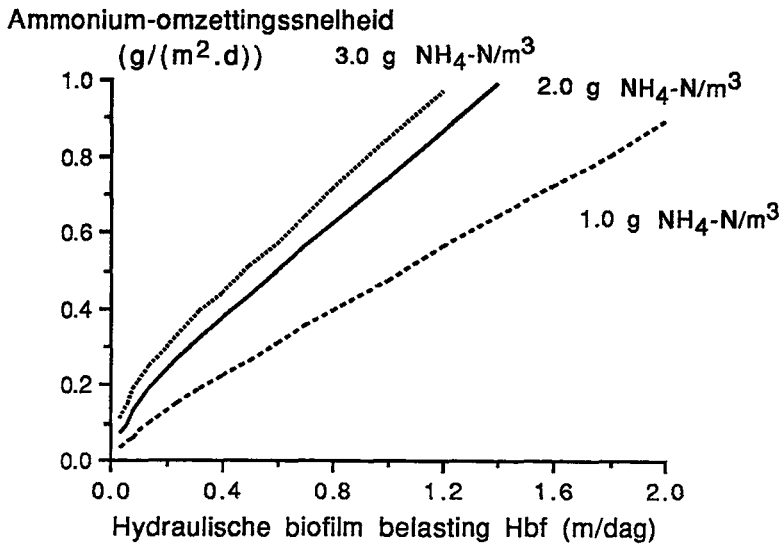
R: de omzettingssnelheid (g/(m^2.dag)),
a: de halfde-orde omzettingscoëfficient (m/dag)
H: de hydraulische bovenoppervlak belasting (m/dag)

Voor ieder segment wordt deze berekening uitgevoerd, waarbij de concentratie en de omzettingssnelheid kontinu worden aangepast. De omzettingssnelheid over de gehele filterkolom wordt als volgt berekend:

R = ([NH_4-N] influent -[NH_4-N] effluent) x debiet / oppervlak filtermateriaal

Een bijzonder nuttige parameter, waarin de effecten van het debiet en de dimensies van het filter worden verdisconteerd, kan berekend worden door het debiet per dag uit te drukken per vierkante meter geïnstalleerd filteroppervlak. Deze hydraulische biofilm belasting (Hbf) vormt een belangrijk hulpmiddel om filters te vergelijken en prestaties te evalueren. In figuur 2 wordt het effect van Hbf op de omzettingssnelheid in een filter geïllustreerd.

Figuur 2. De ammonium-omzettingssnelheid (R) in een tricklingfilter als funktie van de hydraulische biofilm belasting (Hbf). Het verband is weergegeven voor drie verschillende ammonium influent concentraties.



De ammonium-omzettingssnelheid heeft een bovengrens en zal op een gegeven moment niet meer toenemen bij grotere Hbf. Het moment waarop deze afvlakking wordt bereikt is onbekend.
Bij eenzelfde Hbf zijn vorm en grootte, binnen bepaalde grenzen, niet van invloed op de omzettingssnelheid. In een dergelijke situatie zal de hydraulische bovenoppervlak belasting tussen filters wel verschillen.

De input in dit model kan voor elk type filter worden aangepast; de uitkomsten bestaan uit een voorspelde omzetting over de hele filterkolom en een uitgaande ammonium-concentratie.

2. MATERIAAL EN METHODEN

Om de ammonium-omzettingssnelheid in een filter te berekenen, dient men het debiet over het filter en de afname van de ammonium-concentratie te kennen. Op alle bedrijven zijn, afhankelijk van de beschikbare tijd, de biologische filters één of twee keer bemonsterd. Watermonsters zijn verzameld op plaatsen direct voor en na de biologische filters. Van een monster van ca. 10 liter werd na enkele minuten bezinken ca. 100 ml verzameld. Dit monster werd ter plekke snel ingevroren en tot analyse bij -30 °C bewaard. Aan alle monsters is het ammonium- en het nitriet-gehalte bepaald. Van ieder afzonderlijk systeem is het nitraat-gehalte en het Zuurbindend Vermogen (ZBV) bepaald. Aan het monster van 10 l werd ter plekke de temperatuur, de pH en het zuurstofgehalte gemeten. De monsters genomen na de tricklingfilters zijn vervolgens intensief belucht middels tien maal overgieten in een andere emmer om middels de verandering in pH een indruk te krijgen van de ontgassing in de filters.
De debieten zijn gemeten met behulp van een doppler flowmeter waarmee de stroomsnelheid in de leiding kan worden bepaald.

Bij de bemonstering van bedrijf 1 zijn de filters een aantal malen direct achter elkaar bemonsterd om te bepalen in hoeverre deze momentane meting van de omzettingssnelheid reproduceerbaar is.

De waterkwaliteit kan in een recirculatiesysteem binnen een etmaal sterk fluctueren. In een viertal systemen is daarom op regelmatige tijdstippen over 24 uur bemonsterd om deze fluctuaties te meten en daarmee vast te stellen hoe representatief de momentane metingen zijn. Om een indruk te krijgen in welke mate de werking van de filters konstant is over langere tijd, is bij vier bedrijven over een periode van 14 dagen één filter één maal per dag bemonsterd. Tevens zijn, van een periode van ca. twee maanden voorafgaand aan de metingen, de waterkwaliteitsgegevens verzameld die door de bedrijven zelf zijn vastgelegd. Om de nauwkeurigheid van deze gegevens in te kunnen schatten, zijn op de bedrijven bepalingen verricht aan een aantal standaarden (NH_4, NO_2 en NO_3) met de gebruikelijke test-kits.

Op ieder bedrijf is van het zwaarst bezette systeem een monster water geanalyseerd op een aantal elementen door het Bedrijfslaboratorium voor Grond- en Gewasonderzoek. Hierbij zijn bepaald: EC (elektrisch geleidingsvermogen), NH_4, K, Na, Ca, Mg, NO_3, Cl, HCO_3, SO_4, P, Fe, Mn, B, Zn en Cu. Bij de vier intensief bemonsterde bedrijven is naast een monster systeemwater het verversingswater geanalyseerd.

Tijdens de bemonstering zijn op ieder bedrijf gegevens met betrekking tot de dimensies van het systeem, de filters, voedering en management van het systeem vastgelegd.

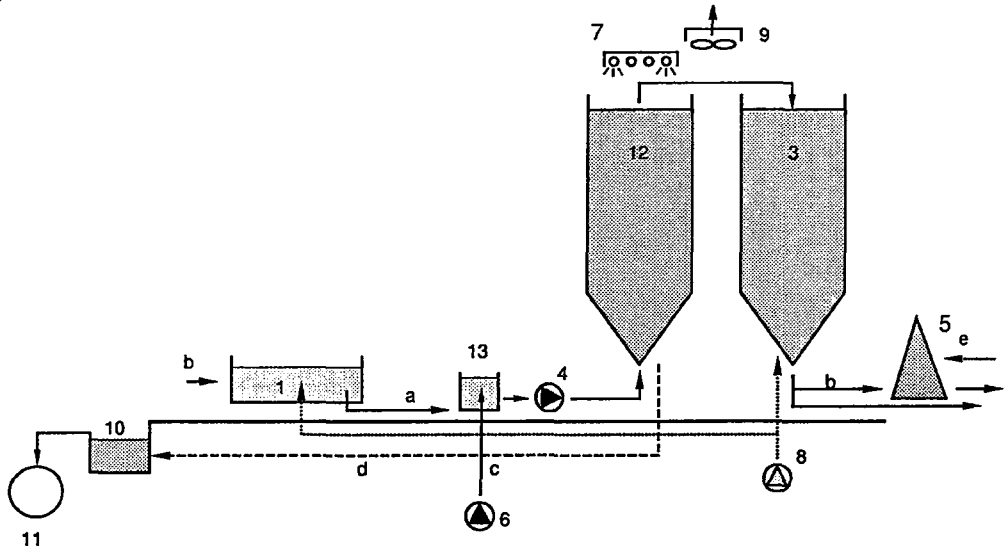
3 RESULTATEN EN DISCUSSIE

3.1 Beschrijving systemen en filters

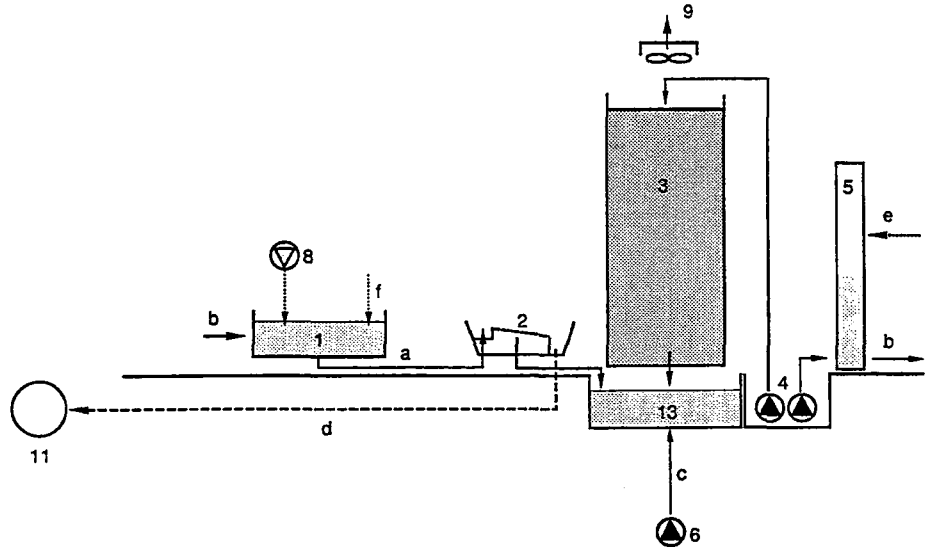
De veertien bedrijven die in het kader van dit onderzoek zijn bezocht, vallen in twee categoriën uiteen, namelijk 'Inter Aqua-systemen' (7) en bedrijven die globaal zijn te karakteriseren als 'Catvis-systemen' (7). De opbouw van beide typen systemen is schematisch weergegeven in figuur 3.
Bij de 'Inter Aqua'-systemen (IA) bestaat de waterzuivering uit een upflowfilter voor verwijdering van vaste delen en een tricklingfilter voor nitrificatie en ontgassing. Per systeem zijn een upflowfilter en een tricklingfilter in duplo achter elkaar geschakeld. Het water stroomt vanuit de bassins onder verval naar een pompbak. Vervolgens wordt het door het upflowfilter gepompt en valt het onder vrij verval door het tricklingfilter. Het tricklingfilter fungeert tevens als watertoren om druk in de aanvoerleiding te creëren. Het tricklingfilter wordt in de IA-systemen geforceerd belucht middels een blower. Via een aftakking van de aanvoerleiding wordt een deel van het water met zuurstof verrijkt in een cone. Bij een groot deel van de IA-systemen wordt het water boven het upflowfilter met UV behandeld. Van het IA-systeem bestaan twee uitvoeringen, namelijk een glasaalsysteem en een afmest-unit. Het glasaalsysteem heeft een systeemvolume van 18 m^3 en kan voedergiften van 10 tot 30 kg per dag verwerken; het afmestsysteem heeft een totaal watervolume van 130 m^3 met een voedergift van 80 tot 130 kg per dag.

Figuur 3. Schematische weergave van het Inter Aqua-systeem (a) en het Catvis-systeem (b).

a)



b)



Legenda bij de schema's van de recirculatiesystemen.

1	teeltbassins	12	upflowfilter
2	Triangelfilter®/trommelfilter	13	pompbak
3	tricklingfilter		
4	pompen		
5	zuurstofreactor		
6	bronpomp	a	afvoer van de teeltbassins
7	ultra-violet filter	b	aanvoer van de teeltbassins
8	blower	c	suppletiewater
9	ventilator	d	slib
10	bezinkbassin c.q. vijver	e	zuivere zuurstof
11	riool of nabehandeling	f	zuurstof voor noodgevallen

De 'Catvis-systemen' (CV) worden gekenmerkt door mechanische verwijdering van zwevende delen door een Triangelfilter® of een trommelfilter. Nitrificatie en ontgassing vinden plaats in een tricklingfilter dat door een aparte pomp wordt gevoed. In de meeste gevallen wordt het gehele recirculatiedebiet door een zuurstofreactor gevoerd. In alle gevallen wordt het filter óf geforceerd geventileerd (van boven af) óf wordt er middels een blower lucht van onderen in geblazen.

In tabel 1 wordt een overzicht gegeven van een aantal relevante kenmerken van de bemonsterde filters. In totaal zijn er 211 metingen verricht (exclusief de 24-uurs en 14-dagen bemonstering) waarvan 83 aan upflowfilters en 128 aan tricklingfilters.
In de IA-systemen wordt in alle gevallen een Cross-flow medium gebruikt (Munters C 10.12 en C 10.19). Over het algemeen wordt voor de onderste laag van het filter een relatief grof medium gebruikt met een specifiek oppervlak van 134 m^2/m^3. De bovenste 30 tot 60 cm in zowel de upflow als de tricklingfilters bestaat uit een fijn medium van 234 m^2/m^3. In een aantal gevallen is de precieze verdeling van de media in de filters niet meer te achterhalen.
Bij de oudere CV-systemen wordt Filterpak CR-50 (Mass Transfer Int., 200 m^2/m^3) toegepast terwijl bij de modernere bedrijven voornamelijk Bionet (NSW Umwelttechnik, 160 m^2/m^3) wordt gebruikt. De hoogte van het filterbed varieert in de IA-systemen van 1.5 tot 2.2 m; het volume van 1 tot 3 m^3 voor de glasaalsystemen en van 10 tot 14 m^3 voor de afmestsystemen. De hoogte van het filterbed in de CV-systemen ligt in een range van 1.5 tot 4.5 m. Het volume van de filters in de CV-systemen varieert van 8 tot 130 m^3 en is over het algemeen aanzienlijk groter dan dat van de IA-systemen. De debieten over de filters en de hiervan afgeleide grootheden hydraulische oppervlakte belasting (H) en hydraulische biofilm belasting (Hbf) zijn in de IA-systemen aanzienlijk hoger dan in de CV-systemen. In de modernere CV-systemen uitgerust met Bionet worden over het algemeen hogere debieten toegepast dan in de oudere systemen met Filterpak.

Tabel 1. Overzicht van de dimensies en de debieten van de bemonsterde biofilters. UPF: upflow-filter; TRF: tricklingfilter; CF: Cross-flow, BN: Bionet, FP: Filterpak.

bedrijfnr.	type filter	aantal filters	medium	hoogte m	volume m3	filter debiet m3/uur	hydr. opp. belasting* m/dag	hydr. biofilm belasting** m/dag
IA-syst.	UPF	2	CF	1.5	2.6	22-29	300-400	1.3-1.7
1	TRF	2	BN	0.6	1.1	22-29	300-400	3.0-4.0
	UPF	4	CF	2.1	13	146-180	550-700	1.6-2.0
	TRF	4	CF	1.8	12	146-180	550-700	2.1-2.6
2	UPF	2	CF	1.5	2.7	24-27	350	1.4-1.6
	TRF	2	CF	1.5	2.7	24-27	350	1.4-1.6
	UPF	8	CF	2.0	12	162-190	600-750	1.9-2.2
	TRF	8	CF	2.0	12	162-190	600-750	1.9-2.2
3	UPF	10	CF	1.5	2.8	31-37	400-500	1.7-2.1
	TRF	10	CF	1.5	2.8	31-37	400-500	1.7-2.1
	UPF	2	CF	2.1	10	82-99	450-500	1.3-1.5
	TRF	2	CF	2.1	10	82-99	450-500	1.3-1.5
	UPF	6	CF	2.1	13	119-178	450-700	1.3-2.0
	TRF	6	CF	2.1	13	119-178	450-700	1.3-2.0
5	UPF	4	CF	2.2	14	170-213	650-800	1.8-2.3
	TRF	4	CF	1.9	12	170-213	650-800	2.3-2.8
	UPF	3	CF	1.5	3.6	46	450	1.6
	TRF	1	BN/CF	0.9/1.2	19	139	200	1.1
6	UPF	2	CF	1.5	2.6	33-39	450-550	1.9-2.3
	TRF	2	CF	1.5	2.6	33-39	450-550	1.9-2.3
	UPF	4	CF	2.1	13	168-188	650-700	1.9-2.1
	TRF	4	CF	1.9	12	171-193	650-750	2.3-2.6
12	UPF	2	CF	1.5	2.8	21-22	300	1.2-1.2
	TRF	2	CF	1.4	2.6	21-22	300	1.3-1.3
	UPF	4	CF	2.2	14	136-173	500-650	1.5-1.9
	TRF	4	CF	2.0	13	138-175	500-650	1.6-2.0
14	UPF	2	CF	1.2	1.0	20-21	600-650	3.0-3.1
	TRF	2	CF	1.2	0.9	20-21	600-650	3.1-3.3
	UPF	2	CF	2.1	13	165-198	650-750	1.8-2.2
	TRF	2	CF	2.1	13	165-198	650-750	1.9-2.2
CV-syst.	TRF	1	FP	2.5	8	34	250	0.5
4	TRF	1	FP	4.5	40	41	100	0.1
	TRF	3	FP	3.4	104	115-124	100	0.1
7	TRF	3	FP	3.7	55	79-95	150	0.2
8	TRF	3	BN	3.0	54	225-294	300-400	0.6-0.8
9	TRF	3	FP	3.9	48	39-62	50-100	0.1-0.2
	TRF	1	FP	4.3	117	143	150	0.2
10	UPF	1	BN	1.5	4.3	22	200	0.8
	TRF	1	BN	3.0	28	64	150	0.3
	TRF	2	BN	3.0	28	108-162	300-400	0.6-0.9
11	TRF	3	FP	3.4	51	47-74	100	0.1-0.2
	TRF	1	BN	2.5	37	67	100	0.3
13	TRF	2	FP	3.7	20	45-46	200	0.3
	TRF	1	BN	3.6	130	333	200	0.4

* : hydraulische oppervlak belasting = debiet per dag/ bovenoppervlak filter

**: hydraulische biofilm belasting = debiet per dag/ totaal 'inwendig' biofilter oppervlak

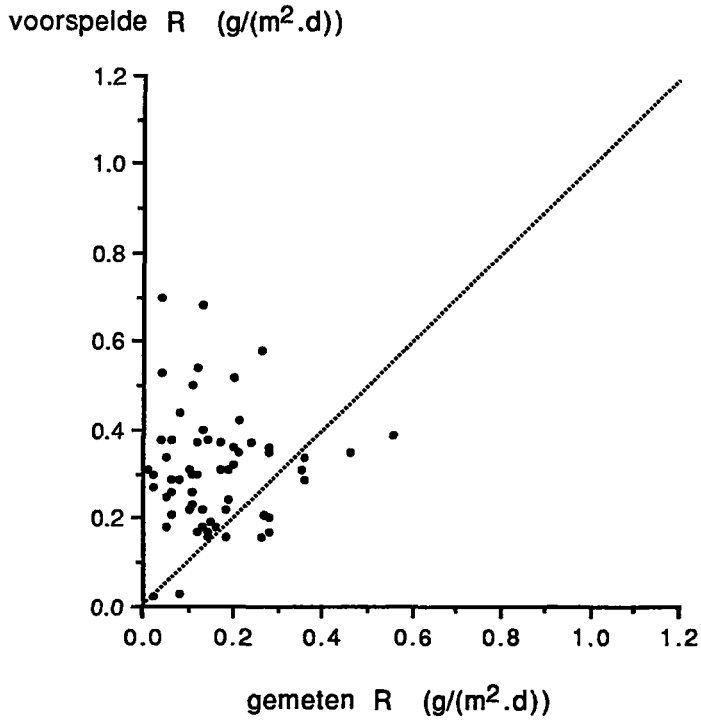
3.2 De ammonium-omzettingssnelheid in diverse filtertypen

Op het totaal van 211 metingen is voor verdere verwerking een selectie toegepast waarbij een aantal waarnemingen zijn verwijderd. In de eerste plaats betreft het hier metingen met ammonium-gehaltes groter dan 5 mg/l (totaal 16 metingen). In tien gevallen gaat het hierbij om opstartende systemen (bedrijf 3: Q4, Q5 en bedrijf 11: C). In de overige gevallen gaat het om metingen aan een drietal afmestsystemen (bedrijf 4: 1, 2 en 3) waar, door onbekende redenen, een storing in de nitrificatie plaats vindt resulterend in ammonium-concentraties van 40 tot 50 mg/l. Een dertiental waarnemingen zijn verwijderd omdat geen betrouwbaar monsterpunt voor het filtereffluent werd verkregen (bedrijf 5: syst. 4, bedrijf 9: syst. 2 en 3 eerste meting + afmestsyst., bedrijf 14).

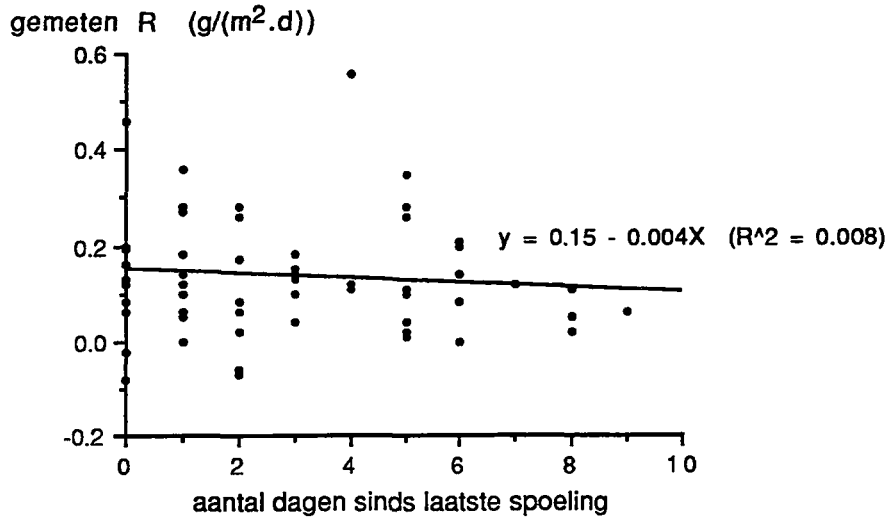
Bij de upflowfilters werd in 10 van de 75 gevallen een lichte stijging van de ammonium-concentratie over het filter vastgesteld. De ammoniumproduktie in deze filters bedraagt 0.07 ± 0.10 g/(m^2.d) ($\bar{x}$ ± sd). In figuur 4 is het verband weergegeven tussen de gemeten omzettingssnelheid in de upflowfilters en de voorspelde waarde volgens het model besproken in 1.2. Uit figuur 4 blijkt dat de spreiding in omzettingssnelheid bijzonder groot is en dat over het algemeen de gemeten waarden sterk achterblijven bij de voorspelde waarden. De gemiddelde omzettingssnelheid bedraagt 0.12 ± 0.13 g/(m^2.d) ($\bar{x}$ ± sd); de maximaal gemeten waarde is 0.56 g/(m^2.d). De reden voor de relatief lage omzettingssnelheden in upflowfilters is waarschijnlijk gelegen in het feit dat deze filters grote hoeveelheden organisch materiaal invangen. De aanwezige bakteriepopulatie zal met name bestaan uit heterotrofe bakteriën die zorgen voor de afbraak van dit organisch materiaal. Het zuurstofgehalte in de upflowfilters schommelt in de meeste systemen rond verzadiging en is dus niet beperkend voor de omzettingssnelheid.

Een deel van de variatie in de omzettingssnelheid in de upflowfilters zou mogelijk verklaard kunnen worden uit het feit dat deze filters regelmatig gespoeld worden. Het aantal dagen sinds de laatste spoeling en daarmee waarschijnlijk de vervuilingsgraad van de filters verschilt tussen de bemonsterde filters. In figuur 5 is het verband weergegeven tussen de gemeten omzettingssnelheid en het aantal dagen sinds de laatste spoeling.

Figuur 4. *Het verband tussen de gemeten ammonium-omzettingssnelheid (R) en de voorspelde waarde voor de upflowfilters (R > 0).*



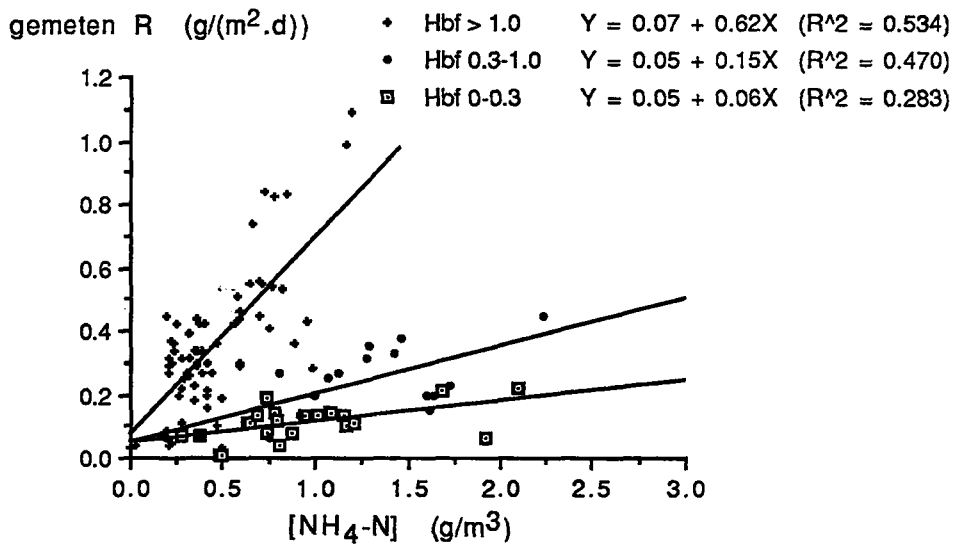
Figuur 5. *De relatie tussen de gemeten ammonium-omzettingssnelheid (R) en het aantal dagen sinds de laatste spoeling van de upflowfilters.*



Uit figuur 5 blijkt dat er geen enkele relatie bestaat tussen de omzettingssnelheid in de upflowfilters en het tijdstip in de cyclus van filterspoelingen.

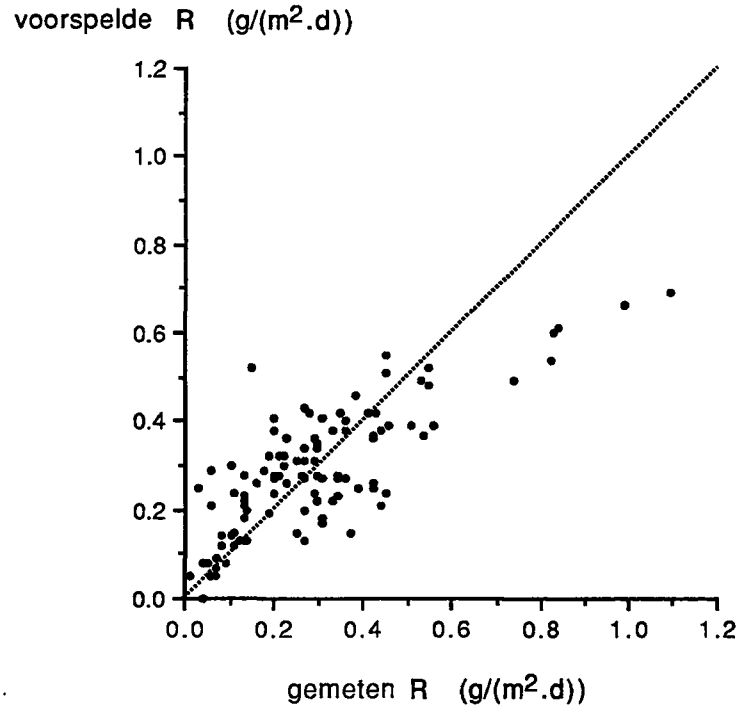
Na de bovenbeschreven selectie van ruwe data, blijven er 107 bruikbare waarnemingen aan tricklingfilters over. In al deze gevallen werd een afname van de ammonium-concentratie over het filter gemeten. De gemeten gemiddelde omzettingssnelheid over de filters bedraagt 0.36 ± 0.22 g/(m^2.d) ($\bar{x} \pm$ sd). De hoogste waarde gemeten over een compleet filter is 1.09 g/(m^2.d). In de Inter Aqua-systemen blijken de upflow- en tricklingfilters respectievelijk voor 28.6 en 71.4 % van de totale ammonium-omzetting verantwoordelijk te zijn.
Om het effect van de hydraulische biofilm belasting (Hbf) op de omzettingssnelheid in de tricklingfilters te illustreren is in figuur 6 het 'klassieke' verband tussen de gemiddelde ammonium-concentratie in de tricklingfilters en de ammonium-omzettingssnelheid weergegeven. Uit figuur 6 blijkt duidelijk dat bij hogere Hbf de omzettingssnelheid sterk toeneemt. Dit effect is reeds in 1.2 besproken en is opgenomen in het model waarmee de prestaties van de filters worden geëvalueerd.

Figuur 6. De relatie tussen de ammonium-omzettingssnelheid (R) en de gemiddelde ammonium-concentratie in het filter bij een drietal hydraulische belastingen.



In figuur 7 is het verband weergegeven tussen de gemeten omzettingssnelheid en de voorspelde waarde volgens het model beschreven in 1.2.
Uit figuur 7 blijkt dat het model bij hoge omzettingssnelheden een onderschatting van de omzettingssnelheid geeft. De hoge omzettingssnelheden rechts in de grafiek komen allen tot stand met Cross-flow bij ammonium-concentraties in de range van 1 tot 2 g/m^3. Bij omzettingssnelheden lager dan 0.6 g/(m^2.d) blijkt het model een redelijke voorspelling te geven.

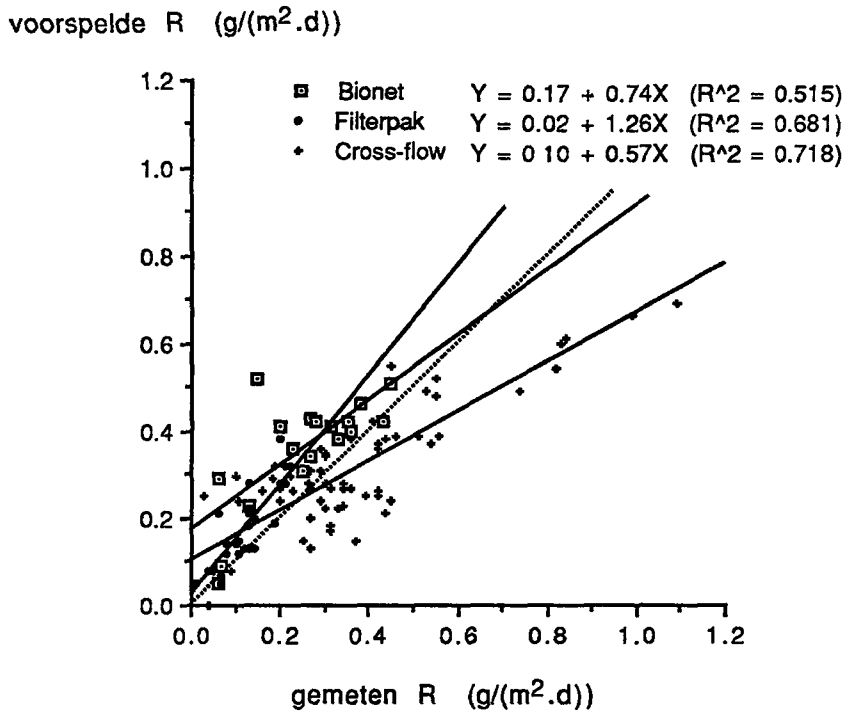
Figuur 7. De voorspelde ammonium-omzettingssnelheid (R) in de tricklingfilters versus gemeten waarden.



Wanneer we figuur 6, waarin de omzettingssnelheid op de klassieke manier is weergegeven als functie van de [NH_4-N], vergelijken met de uitkomsten weergegeven in figuur 7, dan blijkt dat met het model zoals dat in 1.2 is gepresenteerd een aanzienlijk deel van de variatie in omzettingssnelheden kan worden verklaard.
Een belangrijke variabele van de bemonsterde filters is het type filtermateriaal. Van de drie typen materiaal Bionet, Filterpak en Cross-flow zijn respectievelijk 18, 25 en 64 waarnemingen beschikbaar. In figuur 8 is voor de tricklingfilters per type filtermateriaal het verband tussen de gemeten en de voorspelde ammonium-omzettingssnelheid weergegeven.
De filters uitgerust met Filterpak vertonen relatief lage omzettingssnelheden, voornamelijk veroorzaakt door de relatief geringe hydraulische belasting. Bij de filters uitgerust met Filterpak en Bionet ligt de gemeten waarde duidelijk onder de voorspelde waarde. Bij een gemeten omzettingsnelheid van 0.3 g/(m^2.d) bedraagt het verschil tussen voorspelling en realiteit ca. 25%. Bij de filters uitgerust met Cross-flow zijn bij hoge omzettingssnelheden de gemeten waarden hoger dan de voorspelde waarden. Nadere analyse leert dat in deze gevallen relatief hoge ammonium-concentraties optreden. De relatie tussen de [NH_4-N] en R gemeten/R voorspeld blijkt met een log functie te kunnen worden beschreven. Voor Cross-flow kan het model gecorrigeerd worden door de oorspronkelijk berekende r te vermenigvuldigen met een factor c die een functie is van de concentratie NH_4-N ($c = 1.43 + \log [NH_4\text{-}N]$).
Bij het vergelijken van filtermedia dient overigens rekening gehouden te worden met het feit dat ieder type medium een bepaald soort filtermanagement vertegenwoordigd. Zo is in alle gevallen waarin Cross-flow wordt gebruikt sprake van hoge hydraulische belastingen (Hbf). We weten niet hoe een ander filtermedium reageert wanneer het aan

dezelfde omstandigheden wordt blootgesteld. Daarnaast wordt in systemen met Bionet en Filterpak mechanische filtratie gebruikt om zwevende delen te verwijderen wat mogelijk een verschil in CZV-belasting van de filters kan induceren.

Figuur 8. De relatie tussen de voorspelde en de gemeten ammonium-omzettingsnelheid (R) in de tricklingfilters uitgesplitst naar type filtermateriaal.

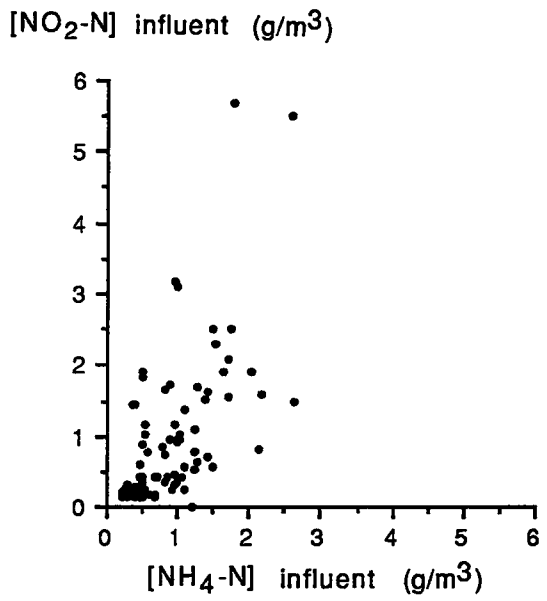


In eerder onderzoek van het RIVO aan biofilters van ca. 60 liter is de werking van diverse typen filtermateriaal vergeleken (Aquacultuur, december 1992). In dat onderzoek werden met Bionet relatief hoge omzettingssnelheden gemeten. Op praktijkschaal zijn in dit onderzoek dergelijke resultaten met Bionet om onbekende redenen niet reproduceerbaar.

3.3 De relatie tussen ammonium en nitriet

Aan alle verzamelde monsters is, naast het ammonium-gehalte, het nitriet-gehalte bepaald waardoor we in staat zijn om veranderingen over de filters te registreren en mogelijke relaties van het nitrietgehalte met andere variabelen kunnen onderzoeken. In figuur 9 zijn voor alle monsterpunten het ammonium-gehalte en het nitriet-gehalte tegen elkaar uitgezet.

Figuur 9. Het verband tussen het gehalte ammonium-N en nitriet-N in het influent van de tricklingfilters.



Uit figuur 9 blijkt dat over het algemeen de nitriet-gehalten toenemen naarmate de ammonium-concentratie in de systemen toeneemt. Duidelijke verschillen in de verhouding tussen nitriet en ammonium in diverse typen systemen zijn niet te ontdekken.
De veranderingen van de nitriet-concentratie over de biologische filters zijn klein. Over het algemeen is er bij de tricklingfilters sprake van een geringe afname van de concentratie over het filter, terwijl er bij een aantal upflow-filters een toename valt waar te nemen.

3.4 Veranderingen in waterkwaliteit en omzettingssnelheid van ammonium

3.4.1 Variabiliteit tijdens de bemonstering

Om te onderzoeken in hoeverre de gebruikte bemonsteringsmethodiek reproduceerbare gegevens oplevert, is op bedrijf 1 de bemonstering een aantal malen herhaald binnen een kort tijdsbestek. In tabel 2 worden de uitkomsten weergegeven.

Tabel 2. Een vergelijking van ammonium-omzettingssnelheden die binnen een kort tijdsinterval zijn gemeten op bedrijf 1.

filternr.	meting 1 (g.m-3)	meting 2 (g.m-3)	Δ Tijd (min.)	gemiddelde	standaard deviatie	CV (%)
B11	0.28	0.26	20	0.27	0.01	5
B12	0.16	0.12	20	0.14	0.03	20
B21	0.18	0.14	10	0.16	0.03	18
B21	0.13	0.10	10	0.12	0.02	18
B22	0.14	0.14	20	0.14	0.00	0
B22	0.18	0.10	10	0.14	0.06	40
T11	0.37	0.27	15	0.32	0.07	22
T12	0.31	0.31	15	0.31	0.00	0
T21	0.23	0.34	15	0.29	0.08	27
T21	0.44	0.46	10	0.45	0.01	3
T22	0.34	0.30	20	0.32	0.03	9
T22	0.42	0.51	10	0.47	0.06	14
B31	0.15	0.15	15	0.15	0.00	0
B32	0.10	0.01	15	0.06	0.06	116

CV: standaard deviatie x 100%/ gemiddelde

Afgezien van het laatste paar waarnemingen (B32) is de spreiding acceptabel met een gemiddelde variatiecoëfficient van 13.6%. In het algemeen is het meten van de omzettingssnelheid in de IA-systemen lastig omdat door de grote debieten, de afname van de ammonium-concentratie over de filterkolom in de orde van 0.03 tot 0.05 g/m^3 ligt. Middels verbetering van de fixatie en analyse van de monsters zou mogelijk een deel van de variatie weggenomen kunnen worden.
Een andere bron van fouten wordt gevormd door het feit dat in sommige CV-systemen het effluent van de filters niet goed valt te bemonsteren in een centrale afvoer. In die gevallen moet men genoegen nemen met een watermonster afkomstig van een of enkele punten direct onder een filter.

3.4.2 Variabiliteit binnen een etmaal

Afhankelijk van de voedermethodiek en de zuiveringscapaciteit, zal de waterkwaliteit in een recirculatiesysteem in meer of mindere mate over een etmaal fluctueren. Om een indruk van deze fluctuaties te krijgen, is op een viertal bedrijven een 24-uurs bemonstering uitgevoerd van het zwaarst belaste systeem. In figuur 10 zijn de resultaten van deze bemonstering weergegeven. Op de bedrijven 2 en 3 (a,b), beiden met het IA-systeem, fluctueert de ammonium-omzettingssnelheid globaal met een factor twee over het etmaal. De veranderingen in de omzettingssnelheid blijken bij deze bedrijven goed voorspelbaar te zijn met het eerder gepresenteerde model. Een groot deel van het aangeboden voer wordt in middag en avond geconsumeerd. Daardoor bereikt het ammonium gehalte rond middernacht een piek. Het relatief hoge ammoniumgehalte

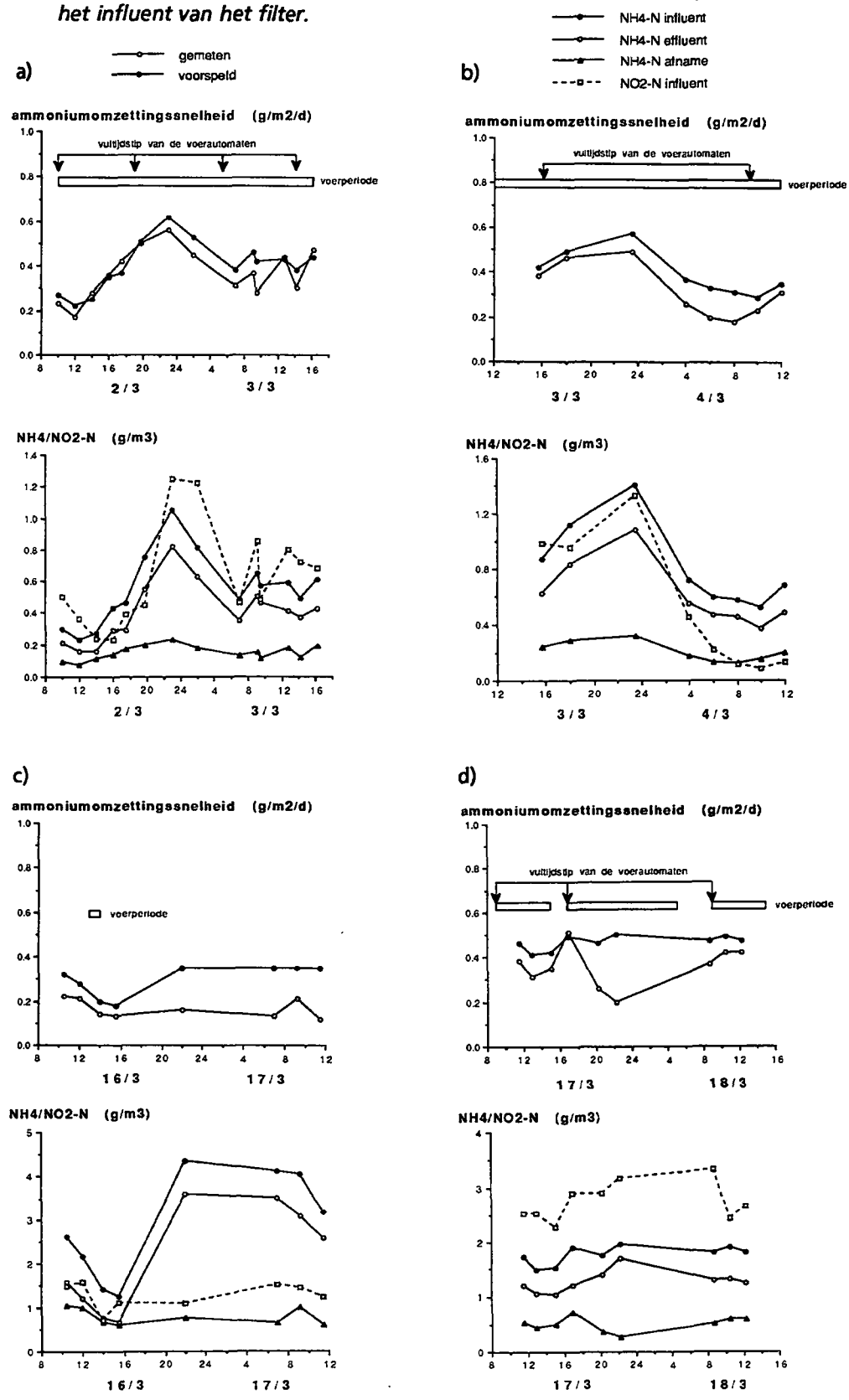
tijd. Het nitrietgehalte loopt in sterke mate parallel aan het verloop van het ammoniumgehalte bij de bedrijven 2 en 3.
Op bedrijf 7 (c) wordt al het voer binnen een uur geconsumeerd. Als gevolg daarvan neemt het ammoniumgehalte in avond en de nacht sterk toe. De ammonium-omzettingssnelheid daarentegen is vrijwel constant over het etmaal en ligt aanzienlijk lager dan de voorspelde waarde. Het nitriet-gehalte is laag en eveneens constant. Op bedrijf 8 (d) is de voedering in sterke mate gespreid over het etmaal. De ammonium-concentratie en de voorspelde omzetting zijn daardoor relatief constant. Onverklaarbaar is de grote afwijking die 's avonds gevonden wordt tussen de voorspelde en de gemeten omzettingssnelheid.
Opgemerkt dient te worden dat op de bedrijven 7 en 8 het verzamelen van representatieve monsters aanzienlijk moeilijker is dan op de bedrijven 2 en 3.

3.4.3 Variabiliteit over een periode van twee weken

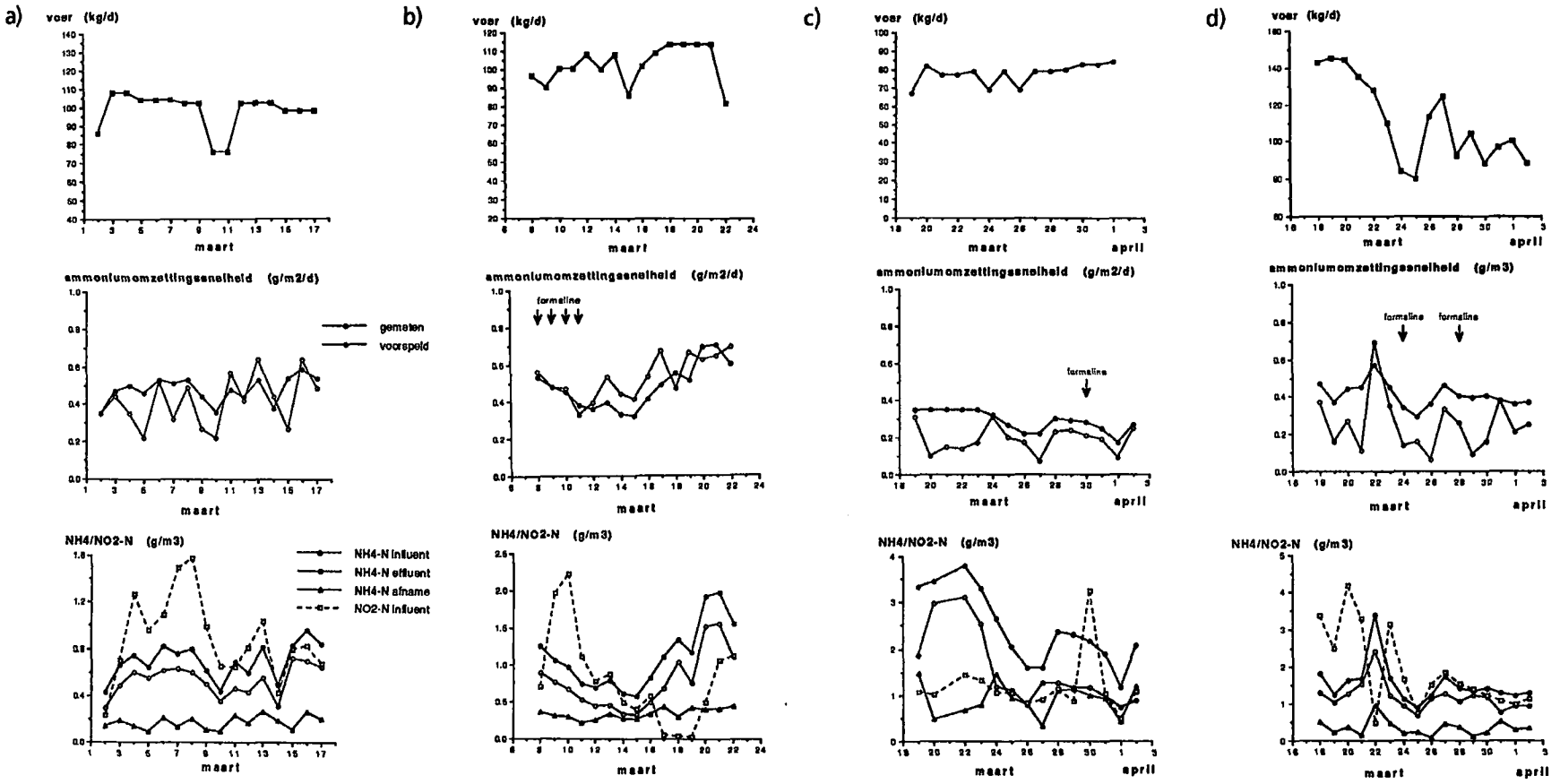
Om een indruk te krijgen van de fluctuaties in waterkwaliteit en ammonium-omzettingssnelheid over een periode van enkele weken, is op de vier eerder genoemde bedrijven één systeem op één tijdstip van de dag gedurende twee weken bemonsterd. In figuur 11 zijn de belangrijkste resultaten van deze bemonstering vermeld. Afgezien van bedrijf 8, zijn de voedergiften voor alle systemen vrijwel constant. Op de bedrijven 2 en 3 blijkt de gemeten ammonium-omzetting te fluctueren rond de voorspelde waarde. Op bedrijf 7 en 8 ligt de gemeten omzettingssnelheid, op een enkele uitzondering na, op een lager niveau dan de voorspelde waarde. De fluctuaties in omzettingssnelheid lopen overigens redelijk parallel aan de voorspelde veranderingen. De gemeten ammoniumgehaltes in de verschillende systemen vertonen fluctuaties die in veel gevallen niet in verband gebracht kunnen worden met fluctuaties in de voedergift. De pieken in het nitrietgehalte op de bedrijven 3 en 7 zijn mogelijk in verband te brengen met formaline-behandelingen.

In het algemeen kan op basis van de 24-uurs bemonstering en de bemonstering over twee weken geconcludeerd worden dat het gedrag van de biologische filters in de IA-systemen redelijk voorspelbaar en stabiel is wat betreft de ammonium-omzetting. In de CV-systemen treden relatief grote fluctuaties op in de prestaties van de biologische filters. Mogelijk zijn deze deels terug te voeren op fouten in de bemonstering.

Figuur 10. De fluctuaties in waterkwaliteit en ammonium-omzettingssnelheid (R) over een etmaal op de bedrijven 2 (a), 3 (b), 7 (c) en 8 (d). Weergegeven zijn de voorspelde en de gemeten R, het ammoniumgehalte in influent en effluent van het filter, de ammonium-afname over het filter en het nitrietgehalte in het influent van het filter.



Figuur 11. *De fluctuaties in voedergift, ammonium-omzettingssnelheid (R) en waterkwaliteit over een periode van twee weken op de bedrijven 2 (a), 3 (b), 7 (c) en 8 (d). De metingen zijn verricht in het zwaarst belaste systeem op één tijdstip van de dag. Het tijdstip van bemonsteren bedroeg voor de bedrijven 2, 3, 7 en 8 respectievelijk 16.00-17.00, 15.30, 16.00-17.00 en 8.00-9.00 uur. Weergegeven zijn de voorspelde en de gemeten R, het ammoniumgehalte in influent en effluent van het filter, de ammonium-afname over het filter en het nitrietgehalte in het influent van het filter.*



3.5 Routinematig bepaalde waterkwaliteitsgegevens van bedrijven

Op de meeste bedrijven wordt regelmatig de waterkwaliteit bepaald met behulp van testkits. Deze metingen kunnen een waardevolle bron van informatie vormen, echter men dient dan de betrouwbaarheid van dergelijke metingen te kennen. Om de betrouwbaarheid van metingen van ammonium, nitriet en nitraat te onderzoeken zijn, door de persoon die normaliter belast is met dergelijke bepalingen, metingen verricht aan een aantal standaarden.

Tabel 3. Een overzicht van bedrijfsmetingen aan standaarden van ammonium, nitriet en nitraat. De concentraties zijn uitgedrukt in g/m^3 (= mg/l). De nummers onder meetset verwijzen naar het type testkit dat is gebruikt. Onder iedere kolom is de gemiddelde gemeten waarden berekend ten opzichte van de standaard. Bij deze berekening zijn de bepalingen van bedrijf 14 buiten beschouwing gebleven.

	NH4	NH4	NH4		NO2	NO2		NO3	
standaard	1.3	6.4	12.9		3.3	16.4		221	
bedrijf				*meetset*			*meetset*		*meetset*
1	0.8	5	9	*11117*	2	10	*10007*	175	*10020*
2	0.8	5	8	*14423*	2	10	*10007*	250	*10020*
3	1.5	8	12	*11117*	2	10	*11118*	250	*10020*
4	1.5	5	8	*8043*	5	10	*11118*	200	*10020*
5	0.2	5	7	*11117*	2	10	*10007*	200	*10020*
6	0.5	5	10	*11117*	2	10	*10007*		
7	1	5	10	*?*	3	12	*?*	200	*?*
8	0.5	6	9	*11117*	2	8.5	*11118*	200	*10020*
9	1	4	10	*11117*	0.75	5	*11118*		
10	1	5	10	*11117*	3	10	*11118*	250	*10020*
11	1	4	7	*11117*	1.5	10	*11118*	250	*10020*
12									
13	0.5	5	10	*11117*	2	20	*11118/10 007*	250	*10020*
14	0.5	2	1	*14657*	1.6	9.8	*10007*	206	*10020*
gem. afw. tov stand.	*0.61*	*0.75*	*0.66*		*0.64*	*0.59*		*0.77*	
		Aquamerck		*11117*		Merckoq.	*10007*		*Merckoq*
		Aquamerck		*14423*		Aquamerck	*11118*		*10020*
		Aquamerck		*8043*					
		Aquaquant		*14657*					

De ammonium-bepaling op bedrijf 14, de enige met Aquaquant 14657, is sterk afwijkend. Over het geheel genomen wordt met de testkits voor ammonium, nitriet en nitraat respectievelijk 67%, 62% en 77% van het aanwezige gehalte gemeten.

De routinematige bepalingen zijn, voorzover ze beschikbaar zijn, verwerkt voor een periode van 2 à 3 maanden voorafgaand aan de monstername. De metingen van ammonium en nitriet zijn gecorrigeerd voor de gevonden afwijkingen zoals vermeld in

tabel 3. In tabel 4 wordt een overzicht gegeven van de routinematig bepaalde waterkwaliteit.
De gemeten waterkwaliteit wordt, evenals in figuur 10, in sterke mate beïnvloed door het tijdstip waarop gemeten wordt. De bepalingen worden zonder uitzondering in de eerste helft van de ochtend uitgevoerd en geven daardoor een relatief gunstig beeld van de waterkwaliteit. Alle metingen worden verricht aan water afkomstig uit de centrale afvoer of water uit de afvoer van een bassin.
Hoewel de gemiddelde voedergift per systeem op bedrijf 2 en 3 gelijk ligt, zijn de ammoniumgehaltes en met name de pieken bij 3 hoger. Mogelijk spelen de grotere fluctuaties in voedergift hierbij een rol. Op bedrijf 5, systeem 2, wordt een maximale voedergift geregistreerd van 159 kg per dag in een IA-systeem zonder dat dit noemenswaardige problemen oplevert. Op de bedrijven 7 en 8 zijn de ammoniumgehalten relatief hoog. De hoge pieken op bedrijf 8 worden veroorzaakt door de relatief hoge voedergiften op het systeem (tot ca. 3.5 kg voer per m^3 filterinhoud of 0.88 g NH_4-N/(m^2.d)).

Tabel 4. Een overzicht van de waterkwaliteit en de voedergift in afzonderlijke systemen zoals deze door de bedrijven zelf is gemeten over een periode van 2 à 3 maanden voorafgaand aan de bemonstering. De metingen van ammonium en nitriet zijn gecorrigeerd voor afwijkingen ten opzichte van de standaarden. Weergegeven zijn het gemiddelde (gem.) de standaarddeviatie (sd), de minimum en de maximum waarde (range) en het aantal waarnemingen (n).

		NH4-N	(g/m3)		NO2-N	(g/m3)		NO3-N		Voer	(kg/d)
Bedrijf	Syst.	gem.± sd	range	n	gem.± sd	range	n	gem.± sd	n	gem.±sd	range
2	F1	0.2±0.0	0.2-0.2	3	2.0±1.1	0.8-3.9	6	98±18	6	95±14	90-135
2	F2	0.2±0.0	0.2-0.2	3	1.0±0.6	0.0-2.0	6	90±29	6	86±19	0-115
2	F3	0.2±0.1	0.0-0.2	3	1.0±0.7	0.0-2.0	5	95±19	5	85±11	63-102
2	F4	0.2±0.1	0.0-0.2	3	1.9±1.5	0-3.9	5	90±0	5	94±13	24-110
3	CS	0.7±0.2	0.6-1.2	16	0.3±0.1	0.1-0.5	17	13±42	17	35±11	0-42
3	F1	2.9±3.8	0.6-11.6	16	0.4±0.5	0.1-1.5	17	84±46	17	65±24	2-101
3	F2	1.4±0.9	0.6-3.5	16	0.7±1.1	0.1-4.9	17	84±35	17	89±27	21-127
3	F3	1.4±1.3	0.6-5.8	18	0.5±0.5	0.2-2.0	19	88±32	19	82±19	10-108
5	1	1.6±2.9	0.1-11.6	66	1.3±1.1	0.3-5.4	66	70±18	65	106±26	26-141
5	2	0.7±1.2	0.1-5.8	65	1.2±1.4	0.4-6.4	66	83±9	66	123±22	11-159
5	4	2.8±3.2	0.1-9.3	65	1.1±0.9	0.4-3.9	66	82±10	65	47±16	11-68
6	1	0.6±0.0	0.6-0.6	9	2.6±2.8	0.0-14.7	69			101±14	40-118
6	2	0.9±1.0	0.6-3.5	8	0.3±0.5	0.0-2.5	69			77±15	45-100
7	1	2.0±1.5	0.6-5.8	73	2.1±1.3	0.5-5.7	74	37±7	73	78±17	33-99
7	2	2.6±1.2	1.2-7.0	73	1.8±0.8	0.5-3.9	74	34±7	73	71±16	27-94
7	3	1.2±0.2	0.6-1.7	73	0.5±0.2	0.3-1.0	74	36±9	73	73±10	30-87
8	A	1.4±1.0	0.3-5.8	75	0.9±0.8	0.0-3.9	75	59±23	75	59±25	28-128
8	B	2.9±1.9	1.2-9.3	92	2.0±1.3	0.5-7.4	92	95±26	92	122±22	53-180
8	C	5.7±3.8	0.0-23.2	75	4.0±1.4	0.7-9.8	75	83±19	75	135±27	74-189

Gegevens zoals die in tabel 4 zijn vermeld, geven een zeer globale indruk van de belasting van systemen en het functioneren van biologische filters. De praktische waarde voor het dagelijkse management van het systeem is gering waardoor op veel bedrijven dergelijke metingen dan ook achterwege blijven. In de meeste gevallen ligt de belasting van de biologische filters ook nog ver af van wat theoretisch haalbaar is, waardoor de te

meten gehaltes per definitie laag blijven. In gevallen waar de maximale belasting wordt benaderd of overschreden (bedrijf 8) is het dagelijks bepalen van de waterkwaliteit nuttig.
Routinematig bepaalde waterkwaliteitsgegevens kunnen wel snel een globaal inzicht verschaffen in de draagkracht van systemen.

3.6 Micro- en macro-elementen

Over de gehalten van andere elementen dan stikstofcomponenten in recirculatiesystemen, is weinig bekend. De aanwezigheid van micro- en macro-elementen is echter van groot belang voor alle biologische processen in het systeem. Als achtergrondinformatie is daarom van elk bedrijf van het zwaarst belaste systeem een monster op een groot aantal elementen geanalyseerd (tabel 5). Op een vijftal bedrijven is het verversingswater eveneens geanalyseerd om een ruwe indruk te krijgen in hoeverre de samenstelling door gebruik verandert (tabel 6).

Tabel 5. Een overzicht van de gehalten van een aantal micro- en macro-elementen in de bemonsterde recirculatiesystemen. EC is het elektrisch geleidingsvermogen.

Bednr	eenheid	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
EC	mS/cm	7.4	2.7	1.5	1.2	1.5	1.1	9.4	2.7	1.4	8.4	1.4	12	1.3	1.8
NH4	mg/l	2	2	2	56	2	2	2	4	2	4	4	2	2	2
K	mg/l	39	47	20	31	39	31	140	35	16	35	39	16	43	31
Na	mg/l	1380	455	179	60	193	133	1421	469	214	1467	170	2553	168	205
Ca	mg/l	220	100	116	88	96	48	224	100	44	288	48	20	52	128
Mg	mg/l	49	15	12	12	15	15	272	17	12	74	29	2	12	12
NO3	mg/l	329	676	434	415	211	353	211	515	130	329	415	180	254	217
Cl	mg/l	2201	288	146	53	110	43	2957	291	206	2563	53	3674	75	323
SO4	mg/l	144	106	96	48	115	29	67	77	38	58	58	38	106	77
HCO3	mg/l	311	122	49	6	366	67	866	421	244	110	153	31	116	79
P	mg/l	9	34	21	25	15	14	7	18	7	10	12	6	9	18
Fe	ug/l	28	73	62	62	39	28	34	39	50	95	34	101	22	45
Mn	ug/l	22	17	22	253	39	33	22	17	17	121	66	237	11	28
Zn	ug/l	20	46	39	124	917	26	13	20	13	20	33	39	13	33
B	ug/l	363	110	99	88	132	121	2123	1034	1353	242	407	198	88	77
Cu	ug/l	32	32	32	32	44	32	32	32	32	32	38	108	32	32

Uit tabel 5 blijkt dat de samenstelling van het recirculatiewater wat betreft micro- en macro-elementen aanzienlijk verschilt tussen bedrijven. De bedrijven 7 en 10 werken met brak grondwater waardoor een aantal macro-elementen (Na, Cl, Ca, SO_4 en HCO_3) in relatief grote hoeveelheden voorkomen. Op bedrijf 1 en 12 zijn Na en Cl verhoogd door een zoutbehandeling van het systeem op het moment van bemonsteren. Het gehalte HCO_3 op bedrijf 4 is bijzonder laag. Gezien het feit dat nitrificeerders een anorganische koolstofbron nodig hebben in de vorm van CO_2 of HCO_3 is het mogelijk dat de gehalten hier te laag zijn en de reden zijn voor de slechte nitrificatie. Opvallend zijn de relatief hoge gehalten aan mangaan (Mn) op de bedrijven 4 en 12. Op bedrijf 5 is het zinkgehalte relatief hoog, terwijl op de bedrijven 7, 8 en 9 het gehalte borium (B) opvalt.
Over de effecten van de concentraties van bepaalde elementen en combinaties van elementen op de werking van de biologische filters valt weinig concreets te zeggen. Uit literatuur (Creswell 1993, Aquaculture Desk Reference, AVI) is bekend dat Cu bij een concentratie van 0.1 mg/l remmend op nitrificatie kan werken; Fe in concentraties kleiner dan 0.5 mg/l is eveneens beperkend voor de groei van nitrificeerders.

In tabel 6 zijn de gehalten aan micro- en macro-elementen in respectievelijk verversingswater en recirculatiewater van een vijftal bedrijven vergeleken.

Tabel 6. Een vergelijking van de waterkwaliteit van het verversingswater (verv.) en het systeemwater (syst.).

		bedrijf 1		bedrijf 2		bedrijf 3		bedrijf 7		bedrijf 8	
		verv.	syst.	verv.	syst.	verv.	syst.	verv.	syst.	verv.	syst.
EC	mS/cm	2.2	7.4	0.3	2.7	0.6	1.5	10	9.4	1.3	2.7
NH4	mg/l	7	2	2	2	2	2	22	2	2	4
K	mg/l	23	39	8	47	4	20	109	140	35	35
Na	mg/l	242	1380	12	455	48	179	1530	1421	177	469
Ca	mg/l	208	220	52	100	76	116	244	224	76	100
Mg	mg/l	44	49	7	15	7	12	304	272	10	17
NO3	mg/l	56	329	19	676	6	434	136	211	19	515
Cl	mg/l	383	2201	14	288	89	146	3170	2957	256	291
SO4	mg/l	202	144	48	106	77	96	77	67	86	77
HCO3	mg/l	622	311	110	122	134	49	1159	866	98	421
P	mg/l	1	9	1	34	2	21	4	7	1	18
Fe	ug/l	11	28	45	73	17	62	62	34	11	39
Mn	ug/l	825	22	11	17	110	22	550	22	28	17
Zn	ug/l	13	20	20	46	13	39	20	13	13	20
B	ug/l	341	363	55	110	55	99	2332	2123	1034	1034
Cu	ug/l	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32

Zoals valt te verwachten, nemen de gehaltes van de meeste elementen toe in een recirculatiesysteem als gevolg van de voedering en verdamping. Een opvallende en onverklaarbare uitzondering in dit geval is bedrijf 7. Hoewel het ammonium gehalte in het verversingswater van bedrijf 7 relatief hoog is, vormt deze hoeveelheid ammonium bij de gehanteerde verversing van 400 l/kg voer slechts 18% van de totale belasting aan ammonium. De gehaltes bicarbonaat veranderen afhankelijk van het al dan niet doseren van vast $NaHCO_3$. De gehaltes P nemen sterk toe door de voedering.

3.7 Ontgassing

Uit de pH metingen voor en na de filters kan een indruk verkregen worden van de ontgassing in de tricklingfilters. De pH is eveneens bepaald aan een aantal watermonster genomen na de filters die belucht zijn door tien maal overgieten in een emmer. Hiermee kan een schatting worden verkregen van de potentiële ontgassing. Meting van het Zuurbindend Vermogen (ZBV) in ieder systeem geeft een schatting van de concentratie HCO_3. Met behulp van de volgende formule wordt het CO_2 gehalte uitgerekend:

$$pH = 6.35 + \log([HCO_3]/[CO_2])$$

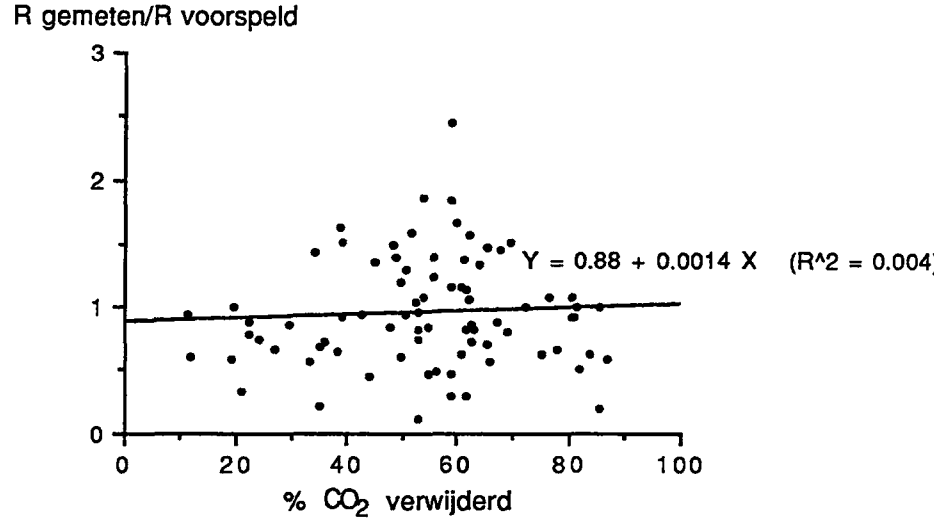
In tabel 7 zijn de berekeningen en resultaten weergegeven. Hoewel de gevolgde methode slechts een ruwe indruk van de ontgassing kan geven, zijn er toch direct een aantal zaken die opvallen. In de eerste plaats is dat de goede reproduceerbaarheid van de metingen; in gevallen dat er sprake is van duplo metingen aan een systeem of filter, blijken deze dicht bij elkaar te liggen. De slechte ontgassing op bedrijf 12 valt te verklaren uit het feit dat de blowers die de filters van lucht moeten voorzien defect waren. Uit tabel 7 blijkt dat in de meeste gevallen de concentratie CO_2 in het effluent onder een grenswaarde van (arbitrair) 15 mg/l blijft. In dergelijke gevallen is verdere optimalisatie van de ontgassing weinig zinvol.

Tabel 7. *Een overzicht van de berekende [CO_2] in influent en effluent van de tricklingfilters. Uit de pH na extra ontgassen is een streefniveau berekend. In de laatste kolom is de hoeveelheid uitgedreven CO_2 uitgedrukt als percentage van de 'theoretisch' mogelijke hoeveelheid. Systemen met waarden in het effluent groter dan 15 mg/l zijn scheef gedrukt. De gegevens zijn geordend naar mate van ontgassing.*

bedrijfnr.	filternr.	pH in	pH uit	pH 10x	ZBV	[CO2] in	[CO2] uit	[CO2] 10x	% verw.
					meq.	mg/l	mg/l	mg/l	
12	2T2	6.99	7.02	7.38	3	29.2	27.3	11.9	11.3
12	3T1	6.71	6.74	7.08	2	30.7	28.7	13.7	12.1
12	3T2	6.73	6.78	7.1	2	29.3	26.2	12.5	19.0
3	Q1T1	6.15	6.19	6.41	1	34.9	31.8	19.2	19.5
12	3T2	6.78	6.81	7.08	2	27.4	24.4	13.1	20.9
8	A	7.22	7.29	7.7	2	11.9	10.1	3.9	22.3
12	2T2	7.06	7.12	7.43	3	24.9	21.7	10.6	22.5
12	3T1	6.75	6.81	7.08	2	28.0	24.4	13.1	24.2
12	2T1	7.06	7.14	7.49	3	24.9	20.7	9.2	28.8
12	2T1	6.98	7.07	7.41	3	29.9	24.3	11.1	29.8
13	almost	7.33	7.44	7.81	3	13.4	10.4	4.4	33.5
3	Q2T1	6.66	6.78	7.19	1	17.2	13.1	5.1	34.3
7	1	7.87	7.94	8.11	11	14.0	11.9	8.0	35.1
8	A	7.2	7.32	7.7	2	12.4	9.4	3.9	35.3
7	1	7.92	7.99	8.15	11	12.4	10.6	7.3	36.2
13	almost	7.27	7.4	7.76	3	15.3	11.4	5.0	38.2
2	4R2	7.2	7.31	7.57	2	14.3	11.1	6.1	39.0
6	B1	6.98	7.08	7.3	2	18.6	14.7	8.9	39.4
7	2	7.77	7.87	8.09	10	17.1	13.6	8.2	39.4
2	1R1	7.1	7.21	7.42	3	20.3	15.8	9.7	42.9
7	2	7.81	7.91	8.08	10	15.6	12.4	8.4	44.4
2	3R2	7.3	7.42	7.63	3	16.3	12.4	7.6	45.4
14	T2	6.84	6.98	7.21	2	24.2	17.5	10.3	48.1
5	B2	7.38	7.66	7.9	6	23.4	16.5	7.1	48.6
6	A1	6.98	7.12	7.34	2	18.6	13.5	8.1	48.9
2	3R1	7.32	7.45	7.64	3	15.6	11.5	7.4	49.6
2	2R1	7.04	7.18	7.39	2	18.0	13.0	8.0	49.8
2	2R2	7.01	7.14	7.32	2	19.3	14.3	9.4	50.7
1	T22	7.67	7.81	8.01	6	13.1	9.5	6.0	50.8
5	A2	7.35	7.54	7.85	6	25.1	16.2	7.9	51.8
1	T 31+T 32	7.21	7.38	7.63	3	16.4	11.1	6.2	52.3
14	T1	6.84	6.99	7.19	2	24.2	17.1	10.8	52.8
3	F1T2	6.95	7.14	7.43	2	21.0	13.6	7.0	53.0
3	F3T1	6.85	6.84	7.13	2	33.1	21.4	11.0	53.0
3	F2T1	6.87	7.04	7.28	1	17.3	11.7	6.7	53.0
3	F3T2	6.87	6.82	7.01	2	31.6	22.4	14.4	53.8
2	4R1	7.21	7.35	7.52	2	14.0	10.1	6.8	54.0
3	F2T2	6.85	7.02	7.24	1	18.1	12.2	7.4	54.7
6	C1	7.15	7.31	7.51	2	14.6	10.1	6.4	54.7
6	D1	7.13	7.31	7.54	2	15.3	10.1	6.0	55.5
9	1	7.72	7.89	8.1	4	7.5	5.1	3.1	55.5
8	C	7.06	7.29	7.63	2	17.2	10.1	4.6	56.3
10	B2	7.29	7.51	7.78	2	8.6	5.2	2.8	58.8
3	F1T1	6.94	7.13	7.34	2	21.5	13.9	8.6	58.9
12	1T1	7.18	7.41	7.7	1	7.5	4.4	2.3	58.9
1	T 11	7.7	7.86	8.02	5	10.4	7.2	5.0	59.1
1	T 12	7.72	7.88	8.04	5	9.9	6.9	4.8	59.1
3	Q3T1	7.09	7.35	7.7	2	14.4	7.9	3.5	59.7
1	T21	7.65	7.84	8.03	6	13.7	8.8	5.7	60.8

bedrijfnr.	filternr.	pH in	pH uit	pH 10x	ZBV	[CO2] in	[CO2] uit	[CO2] 10x	% verw.
					meq.	mg/l	mg/l	mg/l	
3	F1T2	6.95	7.14	7.43	2	21.0	13.6	7.0	53.0
3	F3T1	6.85	6.84	7.13	2	33.1	21.4	11.0	53.0
3	F2T1	6.87	7.04	7.28	1	17.3	11.7	6.7	53.0
3	F3T2	6.87	6.82	7.01	2	31.6	22.4	14.4	53.8
2	4R1	7.21	7.35	7.52	2	14.0	10.1	6.8	54.0
3	F2T2	6.85	7.02	7.24	1	18.1	12.2	7.4	54.7
6	C1	7.15	7.31	7.51	2	14.6	10.1	6.4	54.7
6	D1	7.13	7.31	7.54	2	15.3	10.1	6.0	55.5
9	1	7.72	7.89	8.1	4	7.5	5.1	3.1	55.5
8	C	7.06	7.29	7.63	2	17.2	10.1	4.6	56.3
10	B2	7.29	7.51	7.78	2	8.6	5.2	2.8	58.8
3	F1T1	6.94	7.13	7.34	2	21.5	13.9	8.6	58.9
12	1T1	7.18	7.41	7.7	1	7.5	4.4	2.3	58.9
1	T 11	7.7	7.86	8.02	5	10.4	7.2	5.0	59.1
1	T 12	7.72	7.88	8.04	5	9.9	6.9	4.8	59.1
3	Q3T1	7.09	7.35	7.7	2	14.4	7.9	3.5	59.7
1	T21	7.65	7.84	8.03	6	13.7	8.8	5.7	60.8
10	B2	7.32	7.56	7.84	2	8.0	4.6	2.4	60.8
5	A1	7.39	7.63	7.9	5	19.7	11.3	6.1	61.4
12	1T1	7.1	7.33	7.58	1	9.0	5.3	3.0	61.5
8	B	7.59	7.81	8.04	6	14.2	8.5	5.0	61.6
9	3	7.58	7.66	8.02	5	20.1	10.6	4.6	61.6
5	B1	7.39	7.63	7.89	5	19.7	11.3	6.2	62.1
6	F1	6.98	7.21	7.45	1	13.4	7.9	4.5	62.2
11	B	7.3	7.58	7.92	3	16.8	8.8	4.0	62.5
10	B1	7.29	7.54	7.81	2	8.6	4.8	2.6	62.7
8	B	7.61	7.84	8.07	6	13.5	8.0	4.7	62.9
6	E1	7.01	7.26	7.51	1	12.5	7.0	4.0	64.0
11	B	7.37	7.64	7.91	3	14.3	7.7	4.1	65.1
3	Q1T2	6.13	6.31	6.45	1	36.5	24.1	17.5	65.1
3	CT2	7.63	7.75	7.83	2	4.8	3.7	3.1	65.4
7	3	8.08	8.19	8.26	11	8.9	6.9	5.9	65.9
8	C	7.05	7.35	7.64	2	17.6	8.8	4.5	67.1
3	Q2T2	6.69	7	7.3	1	16.1	7.9	3.9	67.6
10	B1	7.32	7.61	7.85	2	8.0	4.1	2.4	69.1
3	Q3T2	7.11	7.43	7.71	2	13.8	6.6	3.5	69.6
13	glas 1	7.26	7.59	7.84	3	15.2	7.1	4.0	72.2
3	CT1	7.51	7.71	7.81	2	6.4	4.0	3.2	74.0
12	1T2	7.1	7.45	7.68	1	9.0	4.0	2.4	75.1
12	1T2	7.07	7.4	7.59	1	9.5	4.5	2.9	76.3
7	3	8.03	8.21	8.28	11	10.0	6.6	5.6	77.5
11	A	7.49	7.87	8.05	3	10.8	4.5	3.0	80.5
11	A	7.45	7.83	8.01	3	11.9	5.0	3.3	80.5
11	D	7.47	7.83	7.99	3	8.3	3.6	2.5	80.7
11	D	7.49	7.85	8	3	8.0	3.5	2.5	81.5
9	2	7.53	7.94	8.13	5	14.0	5.4	3.5	81.6
13	glas 1	7.38	7.79	7.95	3	11.5	4.5	3.1	83.6
9	1	7.77	8.11	8.21	4	6.7	3.1	2.4	85.2
4	glas. 2	7.36	7.66	7.74	1	3.4	1.7	1.4	85.5
13	glas 2	7.38	7.83	7.97	3	11.5	4.1	3.0	86.8

Figuur 12. Het verband tussen de mate van ontgassing en de gerealiseerde ammonium-omzettingssnelheid in de tricklingfilters.



In figuur 12 is het verband tussen de mate van ontgassing en de gerealiseerde omzettingssnelheid weergegeven. Er blijkt geen enkele relatie tussen deze twee parameters te bestaan. Ook bij slechte ontgassing kunnen normale omzettingssnelheden worden gerealiseerd.

3.8 Produktie en verwijdering van stikstof in de systemen

De gegevens die in de loop van dit onderzoek verzameld zijn, stellen ons in principe in staat om een stikstofbalans op te stellen waarin de hoeveelheid N geïntroduceerd middels het voer wordt vergeleken met de hoeveelheid N die uit het systeem wordt verwijderd in de vorm van nitraat. Een dergelijke balans zou antwoord kunnen geven op de vraag in welke mate er denitrificatie in de systemen optreedt.
De produktie van N per kg voer zal per situatie verschillen: we schatten de N-produktie gemiddeld op 40 g/kg gebaseerd op de volgende aannamen:
45% eiwit in voer, 16% eiwit in vis, conversie 1.6, voerverspilling 15%,
N-verteerbaarheid 90%.

Met behulp van de verversing en het nitraatgehalte kan de hoeveelheid N berekend worden die in de vorm van nitraat het systeem verlaat. Bij een aantal bedrijven is de verversing of het preciese moment van verversen (filterspoelen) niet precies bekend waardoor een aanzienlijke onnauwkeurigheid wordt geïntroduceerd. In tabel 8 is de verhouding tussen het totaal aan verwijderd nitraat en de geproduceerde hoeveelheid N weergegeven.

In principe kan het getal in de laatste kolom nooit groter dan 1 zijn. Het feit dat dit in een aantal situaties wel voorkomt, geeft aan dat er fouten in de schattingen zitten. Afgezien van bedrijf 3, blijkt dat er in de meeste gevallen stikstof is 'verdwenen', mogelijk als gevolg van denitrificatie. De onderliggende gegevens, met name N-produktie per kg

voer en de verversing, zijn dermate onzeker dat vergaande conclusies niet kunnen worden getrokken.

Tabel 8. De berekening van de produktie en verwijdering van stikstof. Uitgegaan is van een stikstofproduktie van 40 g/kg voer.

			N-prod/kg	voer	40	g/kg
bedrijf	systeem	laatste spoeling (dgn voor bem dag)	voer (op dag t-1) kg/d	verversing (op dag t-1) m3/d	nitraat (gemeten) mg-N/l	NO3/NH4
1	A1	0	81	25	55.1	0.44
	A2	-1	77	25	73.8	0.62
	verv.water				-2	
2	G2	-1	11.5	10	31.3	0.59
	F1	0	86	12	168.1	0.57
	F2	-1	79	8	91.3	0.22
	F3	0	73	10	226	0.76
	F4	0	72	18	139.1	0.84
	verv.water				4.3	
3	Q1	-2	14.8	13	49.8	1.06
	Q2	-1	15.6	28	28.9	1.23
	Q3	-1	13.7	30	25.6	1.32
	F1	-2	89.5	41	111.5	1.26
	F2	-1	46.2	54	51.7	1.47
	F3	-2	87.9	39	96.8	1.06
	verv.water				1.4	
4	1		77.7	17.5	86.8	0.77
	2		91.9	17.5	89.1	0.66
	3		98	17.5	80.1	0.58
	verv.water				0	
5	2	0	130	24	34.8	0.15
	4	0	55	12	24.8	0.13
	verv.water				0.1	
6	G	-6	11.7	5	33.3	0.36
	1	-2	105	30	91.9	0.66
	2	0	55	27	81	0.99
	verv.water				0	
8	B		129	16	140.1	0.44
	verv.water				-2.6	
9	G2		38	17	29.6	0.36
	G3		40	17	27.7	0.33
	AF		125	50	27.9	0.31
	verv.water				-2.9	
10	C	-21	5	2	19.3	0.21
	A		8.5	20	24.4	1.53
	B		106	40	64.7	0.63
	verv.water				-1.6	
14	G	-5	3	3	8.9	0.27
	A	-5	111.2	21	43	0.21
	verv.water				-2	

4. EEN VERGELIJKING VAN KOSTEN EN MANAGEMENT-OPTIES VOOR TRICKLINGFILTERS

In het voorgaande hebben we gezien dat met het model, dat in 1.2 is gepresenteerd, het functioneren van complete biofilters goed kan worden beschreven. Uitgaande van het model kan nu voor bestaande filters voorspeld worden wat de effecten van bepaalde veranderingen in management zullen zijn. In een bestaande situatie liggen de dimensies van het filter en het filtermateriaal vast. Het debiet over het filter, de ammonium-concentratie en de belasting (voer) van het filter zijn variabelen die te beïnvloeden zijn. Een uiteindelijke afweging van management opties dient uiteraard op financiële gronden plaats te vinden.
Een vergelijking van een aantal opties voor het management van biofilters is uitgewerkt voor een drietal representatieve situaties. Tabel 9 geeft een overzicht van de kengetallen behorend bij de drie filters. Bij het IA-systeem (bedrijf 2) is alleen de situatie voor het tricklingfilter beschreven. Dit filter kan model staan voor alle tricklingfilters in IA-systemen. Het filter van bedrijf 7 is representatief voor de oudere CV-systemen; dat van 8 voor de nieuwere CV-systemen. De hoeveelheden voer zijn representatief voor de situatie tijdens de bemonstering. Bij het IA-systeem is de hoeveelheid voer voor een heel systeem naar één filter toegerekend, er van uit gaande dat de belasting van beide helften van het systeem identiek is en 70% van de nitrificatie in het tricklingfilter plaats vindt.

Tabel 9. Dimensies en kengetallen van een drietal tricklingfilters en een berekening van de pompkosten voor ieder filter.

bedrijf	2	7	8
type	trickling	trickling	trickling
hoogte (m)	2	3.5	3
volume (m3)	12	50	54
bovenopp. (m2)	6	14.3	18
debiet (m3/u)	180	90	260
filtermat.	XF	FP	BN
spec. opp.	160	200	160
H	720.0	151.2	346.7
Hbf	2.25	0.22	0.72
voer (kg)	35	80	110
voer/m3	2.92	1.60	2.04
R gem.	0.71	0.31	0.50
pompen (kW)	7.5	4	8
% eff.	90	90	90
prijs kWh (Fl)	0.16	0.16	0.16
kosten tot. (Fl)	12.96	13.82	27.65
kosten /kg prod. (Fl)	0.59	0.28	0.40
kosten/m3/uur	0.07	0.15	0.11

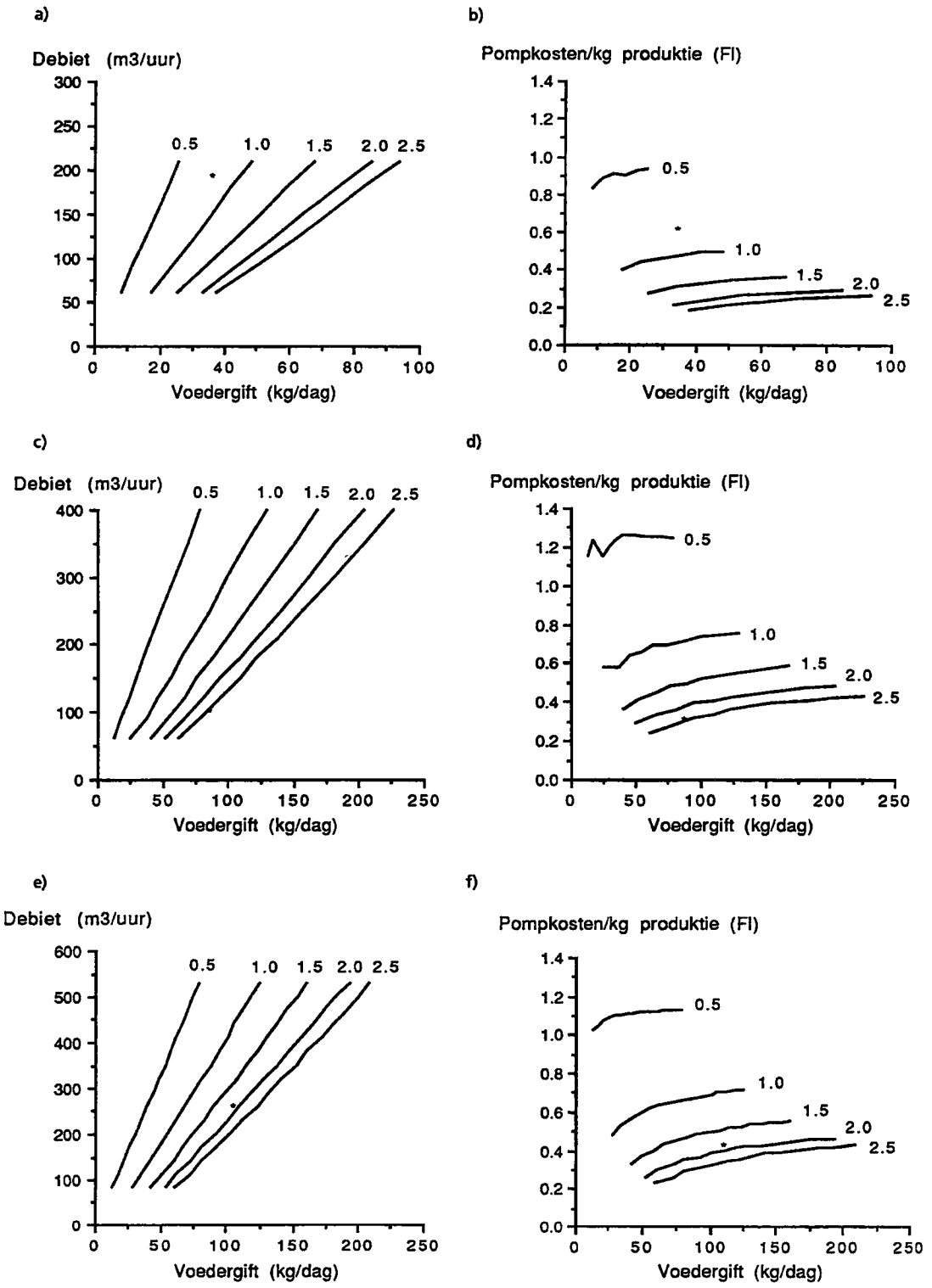
Er is gerekend met een ammoniumproduktie van 39.1 g/kg voer uitgaande van de volgende veronderstellingen:

- 15% voerverspilling
- 90% N-verteerbaarheid
- 45% eiwit in voer
- 16% eiwit in vis
- voederconversie van 1.6

In het IA-systeem is er sprake van slechts één circulerende waterstroom die zowel de filters als de bassins van water voorziet. In de berekening voor bedrijf 2 is 50% van de pompcapaciteit toegerekend aan de biologische filters. Het opgenomen vermogen is op 90% van het nominale vermogen gesteld. De kosten betreffen hier de variabele kosten in de vorm van pompkosten. Vaste kosten toe te rekenen aan de biologische filters zijn relatief gering wanneer men afschrijft over een periode van 20 jaar. Uit tabel 8 blijkt dat in de onderzochte situaties de variabele kosten voor nitrificatie variëren van Fl 0,28 tot Fl 0,59 cent per kg produktie.

Vanuit de situatie beschreven in tabel 8 kan nu met behulp van het model voorspeld worden wat de effecten van een aantal veranderingen zijn. Bij de berekeningen voor bedrijf 2 is gebruik gemaakt van het aangepaste model voor Cross-flow medium (zie 3.2). In figuur 12 zijn de uitkomsten van een aantal simulaties weergegeven. In de figuren a, c en e is voor een aantal ammonium-concentraties in het influent van de filters de relatie tussen de voedergift en het debiet uitgerekend. De debieten bestrijken een Hbf in de range van 0.15 tot 2.5 m/dag. Voor bedrijf 2 zijn met name lagere debieten onderzocht, voor de bedrijven 7 en 8 de hogere waarden. Bij toenemend debiet blijken er grotere voedergiften mogelijk te zijn terwijl hogere ammonium-concentraties bij een zelfde debiet eveneens hogere voedergiften toelaten. Ammonium-concentraties hoger dan 2.5 g/m^3 resulteren niet meer in een toename van de draagkracht van het filter omdat de omzettingssnelheid boven 2.0 mg/l niet meer toeneemt. De uitgangssituatie, weergegeven met een *, blijkt voor de drie filters sterk te verschillen. Op bedrijf 2 is sprake van lage ammonium-concentraties, hoge debieten en realtief hoge pompkosten. Op bedrijf 7 is sprake van relatief hoge ammonium-concentraties, lage debieten en relatief lage kosten terwijl bij bedrijf 8 van een intermediaire situatie sprake is.
Het debiet bij een bepaalde voedergift kan omgerekend worden tot pompkosten per kg produktie met behulp van de voederconversie (1.6). Deze berekening is weergegeven in de figuren b, d en f. Bij toenemende voedergift stijgen de pompkosten meer dan evenredig. In de praktijk zal men altijd kiezen voor de hoogst mogelijke voedergift omdat daarmee de totale kostprijs gunstig wordt beïnvloed.
Op bedrijf 2 zou men kosten kunnen reduceren door minder water rond te pompen en/of meer ammonium te tolereren. De bedrijven 7 en 8 kunnen de draagkracht van de filters slechts vergroten door grotere debieten toe te passen. Onder gelijkwaardige omstandigheden zijn de pompkosten op bedrijf 2 relatief het laagst.
Een onzekere factor in dit geheel is de te tolereren hoeveelheid ammonium in relatie tot de pH. Over de niveaus en fluctuaties (figuur 10) waarbij effecten op groei en visgezondheid optreden is weinig bekend. Zoals we zagen in figuur 12, is juist het ammoniumgehalte sterk bepalend voor de gerealiseerde omzettingssnelheden. Bij de bemonsteringen die in het kader van dit onderzoek zijn uitgevoerd is eens te meer gebleken dat hoge ammoniumgehaltes worden verdragen zonder dat dit aanwijsbare effecten heeft op voeropname en groei (bedrijf 4 en 7). Om stabiele omstandigheden te creëren lijkt het verstandig om systemen te ontwerpen op maximale ammoniumgehaltes van 2 à 3 g/m^3 (afvoer).

*Figuur 12. De relatie tussen voedergift en debiet over het filter en tussen voedergift en pompkosten voor een drietal filtertypen. De berekeningen zijn uitgevoerd aan een tricklingfilter van bedrijf 2 (a,b), 7 (c,d) en 8 (e,f). De * geeft de huidige s[illegible]ie weer. De getallen bij de lijnen zijn de ammonium-concentraties van het influent [illegible]ie filters.*



5. CONCLUSIES

- De omzettingssnelheid van ammonium in tricklingfilters van zeer uiteenlopend ontwerp kan voorspeld worden met behulp van een simulatiemodel. De input van het model bestaat uit het debiet, de dimensies van het filter, het gebruikte filtermateriaal en een transitie-concentratie C*.
- Tricklingfilters met Filterpak en Bionet als drager vertonen lagere omzettingssnelheden dan met het model voorspeld. De omzettingssnelheid van ammonium in tricklingfilters uitgerust met Cross-flow medium is bij relatief hoge ammonium-concentraties hoger dan voorspeld.
- De ammonium-omzettingssnelheid in upflowfilters is gering en in sterke mate variabel. Voorspellingen zijn voor deze filters met behulp van het genoemde model niet mogelijk. De omzettingssnelheid blijkt niet beïnvloed te worden door filterspoelingen. In 'Inter-Aqua systemen' wordt gemiddeld 28% van de ammonium omgezet in de upflowfilters tegen 72% in de tricklingfilters.
- Veranderingen in waterkwaliteit en omzettingssnelheid van ammonium over een etmaal en twee weken blijken voor 'Inter-Aqua systemen' redelijk voorspelbaar te zijn. In de andere systemen is dit in mindere mate het geval.
- De metingen die routinematig op bedrijven worden uitgevoerd bevestigen globaal het beeld wat betreft draagkracht en belasting van de systemen. Met de testkits die op de bedrijven worden gebruikt voor ammonium, nitriet en nitraat wordt gemiddeld 67%, 62% en 77% van de aanwezige hoeveelheid gemeten.
- De gehalten van macro- en micro-elementen in het teeltwater variëren aanzienlijk tussen bedrijven, vooral als gevolg van verschillen in de samenstelling van het suppletiewater. Een direct verband met het functioneren van biologische filters kan niet worden gelegd.
- De mate van ontgassing in de tricklingfilters blijkt niet van invloed te zijn op de gerealiseerde ammonium-omzettingssnelheden.
- Variabele kosten voor nitrificatie (pompkosten) variëren van Fl 0,28 tot 0,59 per kg produktie. Afhankelijk van de uitgangssituatie is optimalisatie van bestaande filters mogelijk door vergroten of verkleinen van de debieten over de filters en het accepteren van meer of minder ammonium.