

MASTER

De biologische oxidatie van toluen in een trickling filter

Vissers, P.A.B.

Award date:
1989

[Link to publication](#)

Disclaimer

This document contains a student thesis (bachelor's or master's), as authored by a student at Eindhoven University of Technology. Student theses are made available in the TU/e repository upon obtaining the required degree. The grade received is not published on the document as presented in the repository. The required complexity or quality of research of student theses may vary by program, and the required minimum study period may vary in duration.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Technische Universiteit Eindhoven
Faculteit Scheikundige Technologie
Vakgroep Fysische Technologie

De biologische oxidatie van toluen in een trickling filter

Afstudeerverslag van : Peter Vissers
Afstudeerhoogleraar : Prof. Ir. M. Tels
Afstudeercoach : Ir. Rob Diks

Eindhoven, januari 1989

T.U.Eindhoven
Faculteit Scheikundige Technologie
Vakgroep Fysische Technologie

Afstudeerverslag van: P. A. B. Vissers
Datum: 15-01-1989

Onderwerp: De biologische oxidatie van toluen in een trickling filter.

Afstudeerhoogleraar: Prof. Ir. M. Tels
Afstudeercoach: Ir. R. Diks

SAMENVATTING

De huidige emissie van toluen leidt tot milieuproblemen en zal in de toekomst verminderd moeten worden. Biologische gasreiniging is hiervoor een veelbelovende techniek. Een voorbeeld van biologisch gasreiniging is het biofilter; de verontreinigde gasstroom wordt hierbij door een compostbed geleid, waarin zich micro-organismen bevinden. Bij de afbraak van organische componenten in biofilters bleek toluen een moeilijk afbreekbare component. Het bio-trickling filter is een nieuwe ontwikkeling in de biologische gasreiniging. Bij dit filter wordt water continu gerecirculeerd over een inerte pakking waarop de micro-organismen zich afgezet hebben. In tegenstroom wordt vervuilde lucht door het filter geleid. De vervuiling wordt geabsorbeerd door het water en getransporteerd naar de biolaag, waar de oxidatie plaatsvindt.

Het hier besproken onderzoek spitst zich toe op de volgende vragen: hoe hoog kan de afbraakcapaciteit van toluen in een bio-trickling filter worden, welke verschijnselen treden op in het filter en welke problemen spelen daarbij een rol?

In het bio-trickling filter is een constante eliminatiecapaciteit gerealiseerd van 50 à 60 g toluen/m³/hr. De eliminatiecapaciteit is bereikt onder de volgende condities:

Superficiële gassnelheid	v_g	180	[m/hr]
Superficiële vloeistofsnelheid	v_l	20	[m/hr]
Ingangconcentratie van de gasfase	$C_{g,o}$	1.1	[g/m ³]
Verversingsgraad	D	0.015	[hr ⁻¹]
Temperatuur	T	21 - 25	[°C]
Zuurgraad	pH	7.0	[-]

Voor de afbraak was een mengsel van vier verschillende bacteriestammen, een gist en een schimmel verantwoordelijk. De maximale groeisnelheid van dit mengsel bedroeg 0.27 hr^{-1} . Als pakkingsmateriaal zijn keramische Novalux Torus-zadels met een diameter van 0.5 inch gebruikt.

Bij de afbraak vormde de dichtgroei van het filter een probleem. De schimmels veroorzaakten deze dichtgroei door met hun vezelige structuur de biomassa vast te houden in het filterbed. Dichtgroei is ongewenst omdat hierdoor het filter niet stationair bedreven kan worden. Door bij de opstart een schimmeldodend middel toe te voegen, werd schimmelgroei tegengegaan en trad uitspoeling op: de vloeistof werd troebel. Dit betekent dat in een bio-trickling filter waarin toluene afgebroken wordt, zonder schimmel geen dichtgroei hoeft plaats te vinden. Een aanvullend experiment met alleen bacteriën kan hier uitsluitsel geven.

Een tweede probleem vormde schuimvorming in het filter. Dit is ongewenst, vanwege de verhoogde drukval die ten gevolge van schuim ontstaat. Toch kan schuimvorming ook als positieve bijdrage gezien worden. Doordat schuim in het bed ontstond, verbeterde namelijk de benutting en kon de eliminatiecapaciteit stijgen omdat het oppervlakte voor biomassa toenam. Nadat het schuim verdwenen was, handhaafde de eliminatiecapaciteit zich op hetzelfde niveau. In de opstartfase kan op deze manier tot een hoge eliminatiecapaciteit gekomen worden.

Schuimvorming wordt veroorzaakt doordat de micro-organismen biologische stoffen afscheiden. De preciese reden voor deze afscheiding is nog onduidelijk.

In vergelijking tot biofilters bereikt het bio-trickling filter voor toluene een verdubbeling van de eliminatiecapaciteit, maar in biofilters treden de problemen van schuimvorming en dichtgroei niet op. Zonder oplossing voor deze problemen is het bio-trickling filter voor tolueneafbraak niet concurrerend. De hogere eliminatiecapaciteit van het bio-trickling filter zal altijd moeten opwegen tegen de hogere investeringskosten van zo'n filter.

Verder is onderzoek gedaan naar de stofoverdracht in trickling filters met Novalux Torus-zadels met en zonder biomassa. Er is overeenkomst gemeten, maar er trad een grote meetfout op. Ook zijn experimenten uitgevoerd met pimaricin. Dit middel bleek schimmels volledig te inhiberen, maar is niet geschikt om op praktijkschaal gebruikt te worden in bio-trickling filters, vanwege de instabiliteit in water en het gewinningseffect dat zich voordoet.

Symbolenlijst

a_w	= effectief benut oppervlak	$[m^2/m^3]$
a_s	= specifiek oppervlak	$[m^2/m^3]$
A	= dwarsdoorsnede kolom	$[m^2]$
C_g	= gasfase-concentratie	$[g/m^3]$
C_{g^0}	= ingangconcentratie van de gasfase	$[g/m^3]$
C_{g^1}	= vloeistofconcentratie aan het grensvlak	$[g/m^3]$
C_l	= vloeistoffase-concentratie	$[g/m^3]$
C_l^*	= evenwichtsvloeistofconstante	$[g/m^3]$
C_r	= relatieve gasconcentratie	$[-]$
D	= verversingsgraad	$[hr^{-1}]$
D_g	= diffusiecoëfficiënt van een component in de gasfase	$[m^2/s]$
D_l	= diffusiecoëfficiënt van een component in de vloeistof- fase	$[m^2/s]$
d_p	= diameter	$[m]$
EC	= eliminatiecapaciteit	$[g/m^3 \cdot hr]$
F_g	= gasdebiet	$[m^3/hr]$
F_l	= vloeistofdebiet	$[m^3/s]$
g	= gravitatieconstante	$[m/s^2]$
h	= hoogte van het filter	$[m]$
J	= stofflux door grensvlak	$[g/m^2/s]$
K_m	= Michaelis-Menten constante	$[mg/l]$
k'_g	= stofoverdrachtscoëfficiënt in de gasfase	$[m/s]$
k'_l	= stofoverdrachtscoëfficiënt in de vloeistoffase	$[m/s]$
k'_{ol}	= totale stofoverdrachtscoëfficiënt	$[m/s]$
L	= substraat-concentratie	$[mg/l]$
L_0	= substraat-concentratie op tijdstip $t=0$	$[g/m^3]$
m	= verdelingscoëfficiënt	$[-]$
v_g	= superficiële gassnelheid	$[m/hr]$
v_l	= superficiële vloeistofsnelheid	$[m/hr]$
V_l	= volume van de vloeistof	$[ml]$
V_{tot}	= totaal volume van de schudkolf	$[ml]$
pH	= zuurgraad	$[-]$
r_a	= substraatafbraaksnelheid	$[mg/l \cdot hr]$
$r_{a,max}$	= maximale substraatafbraaksnelheid	$[mg/l \cdot hr]$
S	= micro-organisme-concentratie	$[g \text{ ds}/l]$
S_0	= micro-organisme-concentratie op tijdstip $t=0$	$[g \text{ ds}/m^3]$
T	= temperatuur	$[^\circ C]$
t	= tijd	$[hr]$

Y	= yield-coëfficiënt	[g ds/g subst]
z	= coördinaat in de hoogte-richting	[m]
Griekse symbolen		
ϵ	= gemodificeerde extractiefactor	[-]
Φ	= tolueenbelasting (bio-trickling filter)	[g/m ³ ,
Ω	= tolueenbelasting (waskolom)	(g/m ³ ;
μ_g	= viscositeit van de gasfase	[kg/m,
μ_l	= viscositeit van de vloeistoffase	[kg/m,
μ	= groeisnelheid organismen	[1/s]
μ_{max}	= maximale groeisnelheid organismen	[1/s]
ρ_l	= dichtheid van de vloeistof	[kg/m ³ ,
ρ_g	= dichtheid van het gas	[kg/m ³ ,
σ	= oppervlaktespanning	[N/m]
σ_c	= kritische oppervlaktespanning	[N/m]

<u>INHOUDSOPGAVE:</u>	pagina
<u>1 INLEIDING</u>	<u>1</u>
<u>2 LITERATUUROVERZICHT</u>	<u>3</u>
2.1 Microbiële degradatie van toluëen	3
2.2 Afbraak van toluëen in biofilters	4
<u>3 MICRO-KINETIEK</u>	<u>6</u>
3.1 Theoretische relaties	6
3.2 De experimenten	8
3.3 Resultaten	9
3.4 Discussie	11
3.5 Conclusies	11
<u>4 PROCESEBESCHRIJVING</u>	<u>12</u>
<u>5 STOFOVERDRACHT</u>	<u>13</u>
5.1 Stofoverdrachtsrelaties	13
5.2 De experimenten	16
5.3 Resultaten	17
5.4 Discussie	19
5.5 Conclusies	21
<u>6 EXPERIMENTEN MET HET BIO-TRICKLING FILTER</u>	<u>22</u>
<u>6.1 Meetmethoden</u>	<u>22</u>
<u>6.2 Run I</u>	<u>24</u>
6.2.1 Conditie van run I	24
6.2.2 Resultaten van run I	25
6.2.3 Discussie	27
6.2.4 Conclusies	30
<u>6.3 Intermezzo: pimaricin, een schimmeldodend middel</u>	<u>31</u>
6.3.1 Literatuur	32
6.3.2 De experimenten	33
6.3.3 Resultaten	34
6.3.4 Discussie	36
6.3.5 Conclusies	37
<u>6.4 Run II</u>	<u>37</u>
6.4.1 Conditie van run II	37
6.4.2 Resultaten van run II	38
6.4.3 Discussie	40
6.4.4 Conclusies	42
<u>6.5 Run III</u>	<u>42</u>
6.5.1 Conditie van run III	43
6.5.2 Resultaten van run III	43
6.5.3 Discussie	44
6.5.4 Conclusies	46
<u>6.6 Stofoverdracht</u>	<u>47</u>
6.6.1 Relaties	47
6.6.2 De experimenten	48
6.6.3 Resultaten	49
6.6.4 Discussie	50
6.6.5 Conclusies	50
<u>7 VERGELIJKING MET AFBRAAK VAN TOLUEEN IN BIOFILTERS</u>	<u>52</u>
<u>8 CONCLUSIES</u>	<u>53</u>
<u>9 LITERATUUROPGAVE</u>	<u>56</u>

BIJLAGEN:

I.	Processchema en technische gegevens bio-trickling filter.	2
II.	Processchema en technische gegevens trickling filter (stofoverdracht).	4
III.	Overzicht van figuren uit bijlage III	6
	Uitklapvellen	7
	Figuren	10
IV.	Foutenanalyses.	21
V.	Gegevens van stofoverdrachtsmetingen.	25
VI.	Gegevens van experimenten ter bepaling van de maximale groeisnelheid.	29
VII.	De verdelingscoëfficiënt als functie van de temperatuur.	33
VIII.	De instelling van de gaschromatograaf.	34
IX.	Figuur rädertiere.	35

1 INLEIDING

In West-Europa wordt 780.000 ton toluene per jaar geproduceerd. Toluene komt voor in producten als verf en lijm en wordt vaak als oplosmiddel in de chemische industrie gebruikt. Door de vluchtigheid van toluene vindt een grote emissie naar de lucht plaats: in Nederland bedroeg de uitstoot in 1984 naar schatting 15.000 ton/jaar (Peereboom, 1986).

Deze uitstoot naar de lucht leidt tot milieuproblemen. Ten eerste door het aandeel dat toluene bijdraagt aan de fotochemische smog. Daarnaast ontstaan, vooral plaatselijk, te hoge concentraties in de lucht. Toluene prikkelde al in lage concentraties de slijmvliezen en wordt in de longen gemakkelijk in het bloed opgenomen. Daarvandaan werkt het vooral in op het centrale zenuwstelsel, de lever en het hart. De MAC-waarde is 0.375 g/m^3 .

De gevaren van toluene hebben tot het inzicht geleid dat de uitstoot beperkt moet worden. Dit moet bij voorkeur preventief gebeuren. Hiertoe wordt bijvoorbeeld onderzoek gedaan naar verf op waterbasis. Ondanks de veelbelovende ontwikkelingen op dit terrein, zal deze verf waarschijnlijk pas op middellange termijn (10 - 20 jaar) in grote hoeveelheden gebruikt kunnen worden. Verder is het niet mogelijk om alle producten en productieprocessen toluene-vrij te maken. De uitstoot van toluene zal dus ook in de toekomst aanzienlijk blijven.

Voor de verwijdering van toluene uit gasstromen zijn verschillende technieken voorhanden. Toluene kan geadsorbeerd worden aan actieve kool, of in een wastoren verwijderd worden. Ook kunnen de afgassen als verbrandingslucht gebruikt worden of kan toluene katalytisch geoxideerd worden. Al deze technieken hebben als nadeel dat ze duur zijn. De eerste twee technieken verplaatsen bovendien het probleem van toluene naar een andere milieucompartment.

Een veelbelovende techniek is biologische gasreiniging. Hierbij degraderen micro-organismen de verontreinigingen. Deze techniek is relatief goedkoop en veroorzaakt geen verschuiving van het milieuprobleem omdat de micro-organismen de verontreiniging veelal volledig kunnen afbreken. Daarnaast kan de microbiële afbraak tot zeer lage concentraties plaats vinden. Eén van de systemen die hiervan gebruik maakt is het biofilter. Hierbij wordt de gasstroom door een bed geleid waarin natuurlijk materiaal (compost, lava etc.) als drager voor de micro-organismen fungeert.

Een biofilter kent echter een tweetal problemen. Het eerste probleem

vormt de vochtuithouding in het filter: wanneer het te droog is gaat de compost in het filter scheuren en treedt kanaalvorming op. Wanneer het te nat is klinkt het filter in en ontstaat een te hoge drukval. In de praktijk wordt vaak bevochtiging van de gasstroom toegepast, echter dit garandeert niet dat bovengenoemde effecten uitblijven. Het tweede probleem ontstaat door ophoping van reactieproducten in het filter. Hierdoor kan een remming van de activiteit van de micro-organismen optreden. Bij toluene is de verwachting dat geen remmende metabolieten optreden.

Het bio-trickling filter biedt aan deze problemen een oplossing. Bij dit filter wordt vloeistof continu over een inerte pakking gerecirculeerd, waarbij de pakking als drager voor de micro-organismen fungeert. In het trickling filter ontstaat geen uitdroging en ook geen hoge drukval, vanwege de hoge porositeit van het bed. Bovendien kan het systeem geoptimaliseerd worden, omdat de waterfase controle- en regelmogelijkheden biedt. Zuurvorming kan worden gecompenseerd door neutralisatie met loog.

Bij het onderzoek op de Technische Universiteit Eindhoven (TUE) naar biofilters, bleek toluene een moeilijk afbreekbare component. Door optimale omstandigheden te creëren zou in een bio-trickling filter wellicht een hogere afbraak gerealiseerd kunnen worden, zodanig dat ook de te verwachten hogere (investerings-)kosten terugverdiend kunnen worden.

Het onderzoek naar bio-trickling filters op de TUE richt zich speciaal op de afbraak van gechloreerde koolwaterstoffen. Omdat de uitstoot van deze stoffen veelal gepaard gaat met die van toluene, is het ook voor dit onderzoek interessant te weten hoe de afbraak van toluene in een trickling filter verloopt.

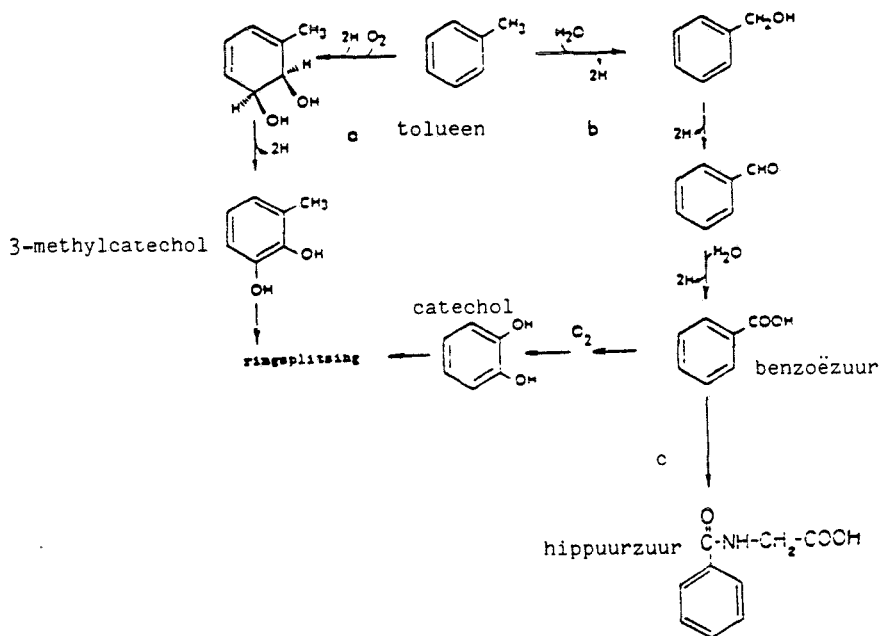
De doelstelling van dit onderzoek is dan ook na te gaan hoe groot de afbraakcapaciteit van toluene in een bio-trickling filter kan worden, welke verschijnselen daarbij optreden en welke problemen een rol spelen.

Daartoe wordt in hoofdstuk 2 eerst literatuur over de afbraak van toluene behandeld, waarna experimenten aan de orde komen met betrekking tot de micro-kinetiek (hoofdstuk 3). Dan wordt in hoofdstuk 4 ingegaan op het bio-trickling filter als systeem en vervolgens worden in hoofdstuk 5 de stofoverdrachtsexperimenten beschreven. Hierna gaat hoofdstuk 6 in op de experimenten die gedurende 6 maanden met het bio-trickling filter zijn uitgevoerd. In hoofdstuk 7 worden het biofilter en het bio-trickling filter vergeleken en hoofdstuk 8 bevat dan conclusies en aanbevelingen.

2.1 Microbiële degradatie van toluëen

In de literatuur worden verschillende micro-organismen vermeld die in staat zijn toluëen volledig te metaboliseren (Janssen 1987). Deze micro-organismen zetten toluëen om via dihydroxybenzenen (catecholen). Sommige Pseudomonas-soorten volgen de route via 3-methylcatechol (tabel 2.1), terwijl andere stammen eerst de methylgroep oxideren, waarna uit benzoëzuur catechol ontstaat (figuur 2.1). Na de vorming van catechol, kan ringsplitsing optreden. Ook de gist Trichosporon cutaneum volgt de route via 3-methylcatechol.

Figuur 2.1: Afbraakroutes van toluëen.



Tabel 2.1: Micro-organismen en hun afbraakroutes.

Organisme	Afbraakroute	Bron
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	a	Kitagawa (1956)
<i>Pseudomonas paucimobilis</i>	a	Furukawa (1983)
<i>Pseudomonas putida</i>	b	Gibson (1972)
<i>Pseudomonas mildenbergii</i>	b	Nozaka (1969)
<i>Achromobacter</i> sp.	b	Claus (1964)
<i>Trichosporon cutaneum</i> (gist)	b	Dagley (1981)

In de literatuur wordt verder vermeld dat schimmels, net als zoogdieren, aromaten niet als nutriënt beschouwen maar als xenobiotische stof (Dagley, 1981). Dit betekent dat route c gevolgd wordt (figuur 2.1) en dat toluen dus niet volledig afgebroken hoeft te worden, maar slechts gedetoxificeerd. Het onschadelijke hippuurzuur wordt veelal uitgescheiden. Als voorbeeld wordt de vezelige schimmel *Cunninghamella elegans* genoemd, die naftaleen detoxificeert.

2.2 De afbraak van toluen in biofilters

Het biofilter-onderzoek op de TUE heeft zich in het verleden gericht op de verwijdering van thinnercomponenten uit afgassen. De onderzochte thinner bestaat voor 63 gewichtsprocent uit toluen. De overige bestanddelen zijn butanol, butylacetaat en ethylacetaat. Het onderzoek heeft geresulteerd in een ontwerp en de realisatie van een biofilter op praktijkschaal. Van dit onderzoek worden hieronder de resultaten en conclusies samengevat voorzover die betrekking hebben op toluen.

Verhagen (1981) heeft een gist, een schimmel en een bacterie opgekweekt uit grond bij een benzine-station. Van dit mengsel micro-organismen is de groeisnelheid ($\mu_{\max} = 0.024 \text{ hr}^{-1}$) en de yield bepaald ($Y = 0.91 \text{ g d.s./g toluen}$). Bij een andere bacterie-stam, *Pseudomonas mildenbergii*, kon hij geen afbraak aantonen. In batchcultures werd geen zuurvorming geconstateerd.

Claessen (1982) heeft gedurende 5 maanden een biofilter op laboratoriumschaal in bedrijf gehad. Dit filter bereikte een gemiddelde eliminatiecapaciteit (EC) van $30 \text{ g/m}^3/\text{hr}$. Claessen vond dat pieken tot $250 \text{ g/m}^3/\text{hr}$ in de eliminatiecapaciteit optraden, wanneer het filtermateriaal opnieuw gemengd werd. Na deze verhoging van de eliminatiecapaciteit daalde deze weer tot $30 \text{ g/m}^3/\text{hr}$.

De tijdelijke toename van de eliminatiecapaciteit is een gevolg van een verhoging van de microbiologische activiteit. De verklaring van Claessen was dat de hoeveelheid actieve biomassa kon toenemen, doordat de micro-organismen door de opmenging beter verdeeld werden over de pakking en zodoende kon op nieuwe, nog onbezette plaatsen, groei optreden. Claessen vond zijn hypothese bevestigd doordat bij een tweede experiment een kleinere toename

optrad. De groei werd nu eerder beperkt omdat minder filtermateriaal aanwezig was waarop zich nieuwe koloniën konden ontwikkelen.

Dat de eliminatiecapaciteit na de tijdelijke verhoging weer terugkwam op het oude niveau, is echter in tegenspraak met de verklaring van Claessen. Doordat meer plaatsen bezet zijn met biomassa, zou de eliminatiecapaciteit op een hoger niveau moeten komen.

Durlinger (1982) concludeerde dat de afbraak van toluen niet of slechts in geringe mate plaatsvond in de aanwezigheid van de andere componenten uit de thinner. In een vijftrapsfilter werd toluen pas in de laatste trappen afgebroken, terwijl de andere, makkelijk afbreekbare, componenten al in de eerste twee trappen werden afgebroken.

Kempenaars (1984) vond een gemiddelde eliminatiecapaciteit van 25 g/m³/hr. Het biofilter werd bij een ingaande gasconcentratie van 1.25 g/m³ alleen gelimiteerd door de hoeveelheid actieve biomassa: er trad geen diffusielimitering meer op.

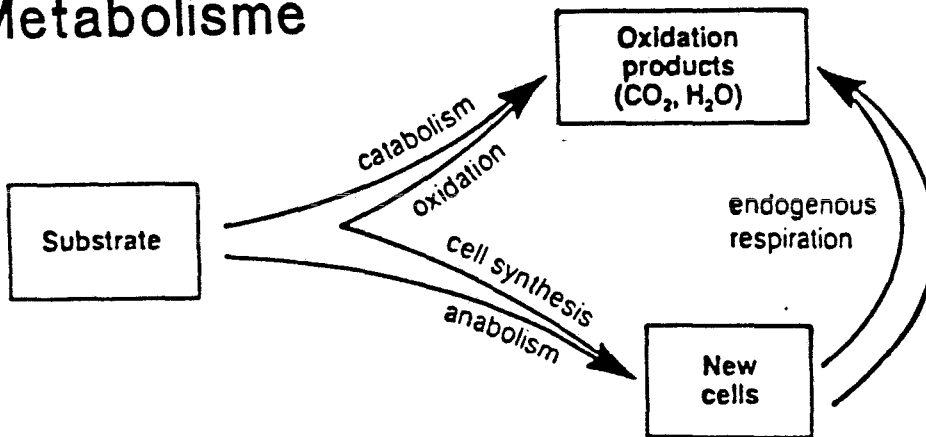
Kuipers (1987) tenslotte heeft de afbraak van styreen in een biofilter onderzocht en vond dat de eliminatiecapaciteit na verloop van tijd afnam doordat de biomassa harde klonten vormde. Het overdragend oppervlak daalde hierdoor sterk.

Deze resultaten zijn waarschijnlijk de verklaring voor de tijdelijk verhoogde eliminatiecapaciteit die Claessen (1982) na opmenging van het filterbed gemeten heeft.

Micro-organismen kunnen tal van substraten afbreken. Deze substraten worden op twee manieren benut (figuur 3.1); enerzijds worden ze omgezet tot oxidatieproducten (catabolisme) en leveren energie, anderzijds worden de substraten gebruikt voor de aanmaak van nieuw celmateriaal (anabolisme). In een derde stap, endogene respiratie, gebruiken cellen reservestoffen als voedings- en energiebron.

Figuur 3.1: Overzicht van de verschillende celprocessen.

Metabolisme



3.1 THEORETISCHE RELATIES

Michaelis en Menten (1913) hebben een kinetisch model ontwikkeld voor de afbraak van substraten door enzymen. Zij hebben de volgende relatie afgeleid:

$$r_a = - \frac{dL}{dt} = r_{a,max} \cdot \frac{L}{K_m + L} \quad (3.1)$$

met: r_a = afbraaksnelheid van substraat per tijdseenheid
[mg substraat/l/hr]

L = concentratie van het substraat [mg/l]

K_m = Michaelis-Menten constante [mg/l]

Monod (1949) heeft aangetoond dat de Michaelis-Menten relatie, die alleen voor constante enzymconcentraties afgeleid is, ook toegepast kan

worden op groeiende culturen. Hij vond dat naast de afbraaksnelheid van het substraat, ook de groeisnelheid van de organismen met relatie 3.1 te beschrijven is:

$$\mu = \frac{1}{S} \frac{dS}{dt} = \mu_{\max} \cdot \frac{L}{L + K_m} \quad (3.2)$$

waarin: μ = groeisnelheid van de micro-organismen [s^{-1}]
 S = concentratie van micro-organismen [g d.s./l]

Twee eenvoudige veronderstellingen liggen hieraan ten grondslag: ten eerste dat de totale hoeveelheid enzymen evenredig is met de hoeveelheid biomassa en ten tweede dat de groei van micro-organismen evenredig is met de substraatafbraak. De laatste veronderstelling kan ook als volgt weergegeven worden:

$$\frac{dS}{dt} = -Y \frac{dL}{dt} \quad (3.3)$$

met: Y = Yieldcoëfficiënt [g d.s./g substraat]

Combinatie van deze twee relaties levert dan de Monod-vergelijking:

$$r_a = - \frac{dL}{dt} = \frac{1}{Y} \frac{dS}{dt} = \frac{\mu_{\max}}{Y} \cdot \frac{S \cdot L}{K_m + L} \quad (3.4)$$

Vaak geldt dat K_m veel kleiner is dan L , zodat de afbraak met nulde orde-kinetiek beschreven kan worden:

$$- \frac{dL}{dt} = \frac{\mu_{\max} \cdot S}{Y} \quad (3.5)$$

Deze relatie kan toegepast worden op batchgewijze afbraak. In batch-cultures neemt de concentratie van micro-organismen als volgt toe:

$$S = S_0 + Y \cdot (L_0 - L) \quad (3.6)$$

Uit relatie 3.5 en 3.6 kan dan de volgende differentiaalvergelijking afgeleid worden:

$$-\frac{dL}{dt} = \frac{\mu_{\max} \cdot S_0}{Y} + \mu_{\max} \cdot (L_0 - L) \quad (3.7)$$

Deze differentiaalvergelijking heeft een analytische oplossing:

$$L = L_0 + \frac{S_0}{Y} \cdot (1 - \exp(\mu_{\max} \cdot t)) \quad (3.8)$$

Met relatie 3.7 kan de μ_{\max} in batch-cultures bepaald worden door de substraatconcentratie als functie van de tijd te volgen. De aanname dat K_m verwaarloosd kan worden ten opzichte van L , kan geverifieerd worden door de afbraak tot bij lage concentraties te volgen. Wanneer de aanname niet juist is, zal een afwijking van de beschrijving volgens nulde orde-kinetiek optreden.

Wanneer het substraat vluchtig is, moet nog voor het gasvolume gecorrigeerd worden. Een deel van het substraat bevindt zich dan namelijk in de vloeistoffase en een deel in de gasfase. Met de verdelingscoëfficiënt (m) en de verschillende volumina (V_1 , V_{tot}) kan relatie 3.7 gecorrigeerd worden:

$$-\frac{dL}{dt} = \frac{V_1/V_{\text{tot}}}{V_1/V_{\text{tot}}(1-m) + m} \cdot \left(\frac{\mu_{\max} \cdot S_0}{Y} + \mu_{\max} \cdot (L_0 - L) \right) \quad (3.9)$$

met: V_1 = volume van de vloeistof [ml]

V_{tot} = totaal volume van de schudkolf [ml]

3.2 DE EXPERIMENTEN

In een schudkolf met een volume van 570 ml werd aan 200 ml medium 45 μ l toluen toegevoegd. Hierna werd geënt met 10 ml van een op toluen voorgekweekte culture uit het trickling filter. De samenstelling van het voedingsmedium is beschreven in tabel 3.1. Regelmatig werden vloeistofmonsters genomen en gaschromatografisch geanalyseerd (bijlage VIII). Behalve de beënte schudkolf werd ook een blanco als referentie doorgemeten. De temperatuur was 24°C. Er zijn twee experimenten uitgevoerd.

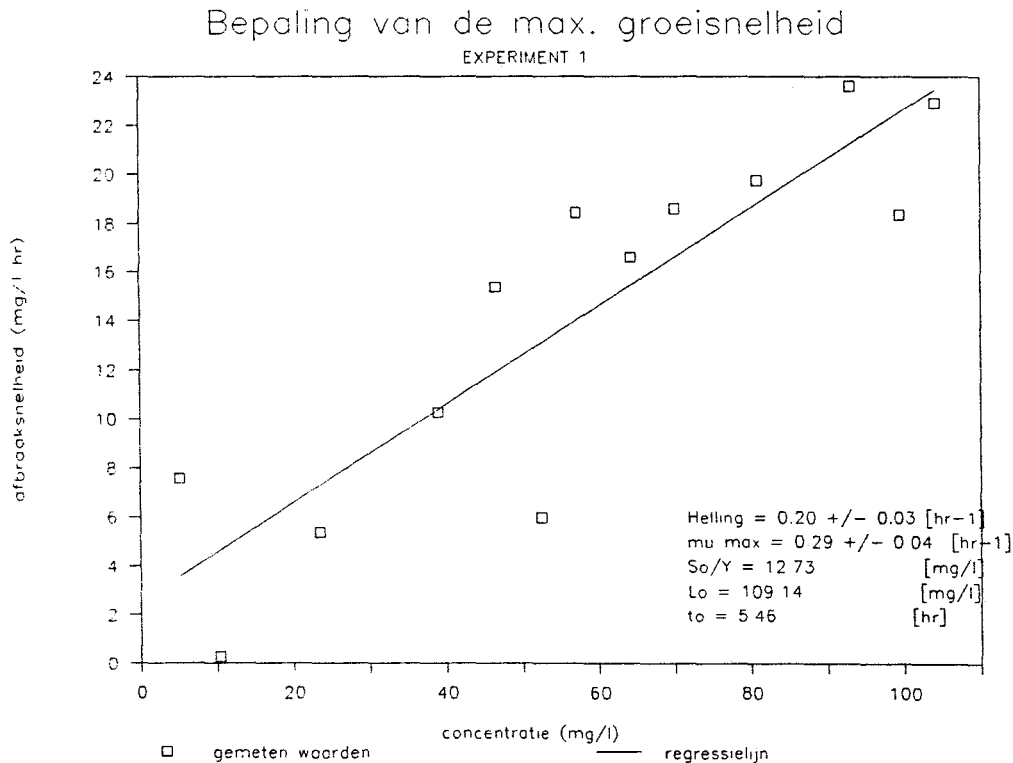
Tabel 3.1: Concentratie van de voedingszouten in het medium.

kation	concentratie (mmol/l)	anion	concentratie (mmol/l)
NH ₄	10.2	SO ₄	5.5
K	1.9	PO ₄	1.3
Ca	0.46	NO ₃	0.46
Mg	0.44	Cl	0.0054
Mn	0.0059		
Fe	0.0018		

3.3 RESULTATEN

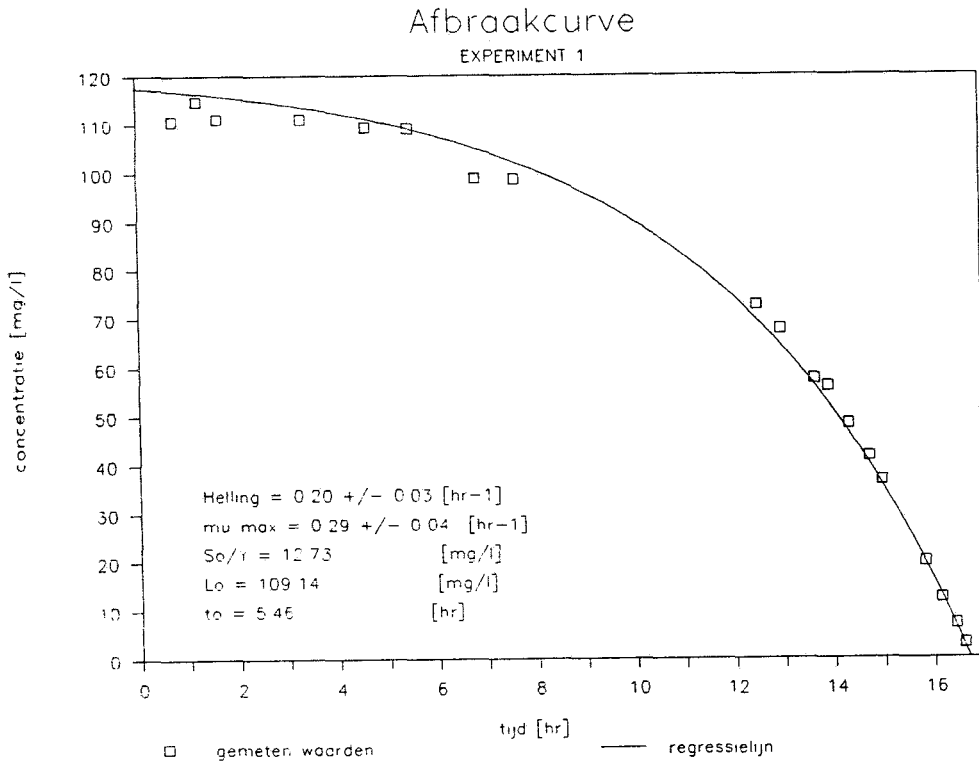
Uit het verloop van de concentratie als functie van de tijd is de afbraaksnelheid bepaald. Deze werd vervolgens uitgezet tegen $(L_0 - L)$, zodat met relatie 3.9 de μ_{\max} berekend kon worden (figuur 3.2). Hoe lang de aanpassingstijd van de micro-organismen is, is niet bekend. Daarom is gewacht tot 10% van het substraat weggereageerd was. Het eerstvolgende meetpunt wordt het nieuwe nulpunt.

Figuur 3.2: Bepaling van de μ_{\max} (experiment 1).



Van de meetpunten in figuur 3.2 is met lineaire regressie de helling bepaald. Wanneer nu voor het gasvolume gecorrigeerd wordt, kan de μ_{\max} berekend worden (tabel 3.1). Uit de asafsnede kan S_0/Y bepaald worden en zodoende kan volgens relatie 3.8 een afbraakcurve gefit worden (figuur 3.3). In bijlage VI zijn de experimenten in tabelvorm weergegeven.

Figuur 3.3: Afbraakcurve van experiment 1.



Tabel 3.1: De experimenten en literatuurwaarden.

Experiment	μ_{\max} [hr ⁻¹]
1	0.29 ± 0.04
2	0.25 ± 0.03
Verhagen a	0.023
Verhagen b	0.025

3.5 DISCUSSIE

De twee experimenten komen goed overeen; het gemeten verschil valt binnen de foutenmarge. Ook de aanname dat de afbraak met nulde orde-kinetiek beschreven kan worden, is geoorloofd. Bij lage concentraties treedt namelijk geen afwijking van het verwachte verloop op (figuur 3.3).

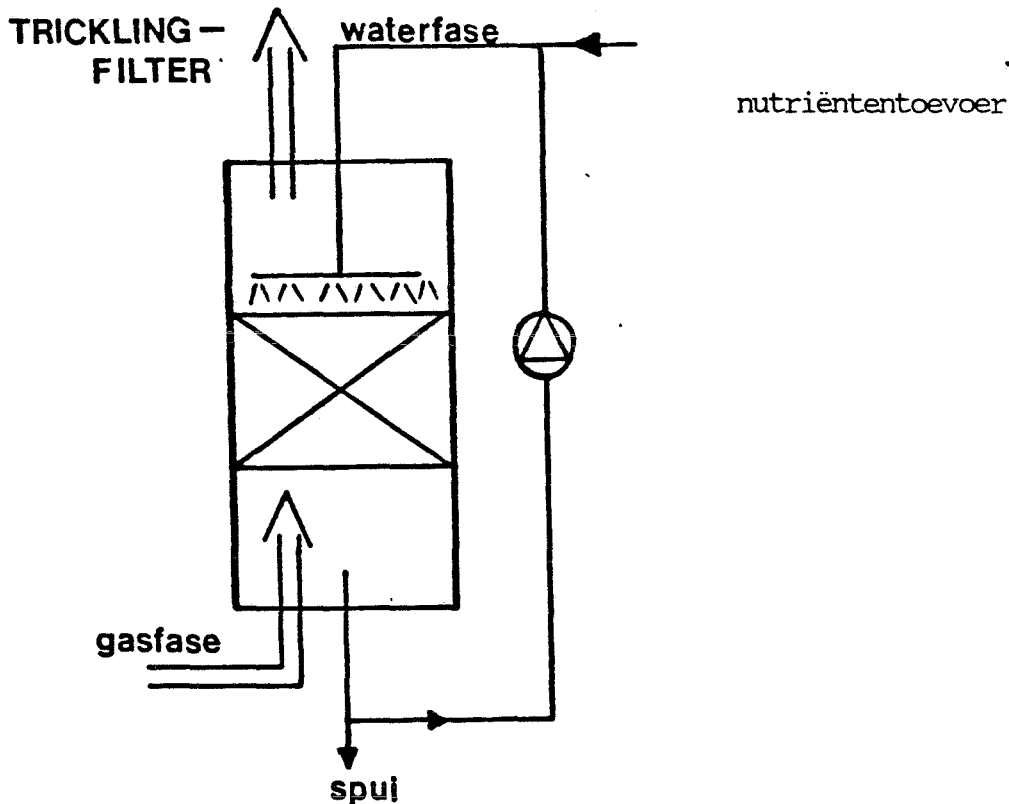
De gemeten waarden en de waarden die Verhagen gemeten heeft verschillen echter een factor 11. Het trickling filter is geënt met 6 micro-organismen, waaronder de drie uit het mengsel (bacterie, gist en schimmel) waarvan Verhagen de μ_{max} gemeten heeft. De hoge groeisnelheid wordt waarschijnlijk door één van de andere micro-organismen (*Pseudomonas deodorans*, *Ps. mildenbergii* of GJ40) veroorzaakt.

3.6 CONCLUSIE

De maximale groeisnelheid voor toluen van het mengsel van de micro-organismen uit het filter is 0.27 hr^{-1} . In de literatuur wordt een μ_{max} van 0.024 hr^{-1} vermeld van een mengsel van de gist, schimmel en bacterie (Verhagen, 1981). Eén van de andere micro-organismen, *Pseudomonas deodorans*, *Ps. mildenbergii* of GJ40 is verantwoordelijk voor de hoge groeisnelheid.

In een trickling filter wordt vloeistof (water) continu gerecirculeerd over een inerte pakking. De pakking dient als drager voor de micro-organismen, die hierop een slijm- of biolaag vormen. De verontreinigde gasstroom wordt in tegenstroom door het filter gevoerd (figuur 4.1).

Figuur 4.1: Schematische weergave van een trickling filter.



De vloeistof absorbeert het toluen uit de gasstroom en transporteert het naar de biolaag. Hier vindt de biologische oxidatie plaats. Behalve toluen, worden ook zuurstof en anorganische voedingszouten via de waterfase naar de biolaag getransporteerd en worden de reactieproducten (CO_2 , H_2O en tussenproducten) via deze fase afgevoerd. Er wordt vanuit gegaan dat zuurstof in ruime mate in de gasstroom aanwezig is. De anorganische nutriënten worden aan het proceswater toegevoegd (tabel 3.1).

Om optimale condities voor de micro-organismen te handhaven is het filter uitgevoerd met een pH-regeling met natronloog-titratie. Een spui voorkomt ophoping van eventuele toxische metabolieten.

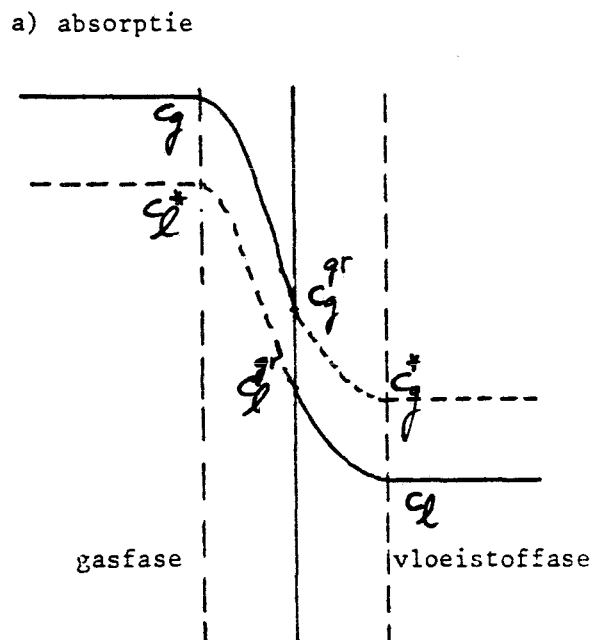
Bijlage I geeft de technische details van het trickling filter dat voor de experimenten gebruikt is.

Het trickling filter is gevuld met keramische Novalux Torus-zadels. In de literatuur is weinig bekend over de invloed van superficiële gas- en vloeistofsnelheden op de stofoverdracht van dit pakkingsmateriaal. Deze gegevens zijn belangrijk voor de capaciteit van een trickling filter.

5.1 STOFOVERDRACHTSRELATIES

Het meest gebruikte model voor beschrijving van het absorptieproces is het twee-film model (Whitman, 1923). Dit model gaat uit van constante concentraties in gas- en vloeistoffase in de bulk, terwijl aan het grensvlak concentratieprofielen ontstaan in een gas- en vloeistoffilm. De evenwichtsconcentraties in de gas- en vloeistoffilm bepalen de stofoverdracht (figuur 5.1).

Figuur 5.1: Schematische voorstelling van het twee-film model.



De stofflux (J) door het grensvlak wordt beschreven door de volgende relatie:

$$J = k_1' \cdot (c_{gr_1} - C_1) \quad (5.1)$$

Of:

$$J = k_{o1}' \cdot (C_1^* - C_1) \quad (5.2)$$

met: k_1' = stofoverdrachtscoëfficiënt in de vloeistoffase [m/s]

k_{o1}' = totale stofoverdrachtscoëfficiënt [m/s]

c_{gr_1} = vloeistofconcentratie aan het grensvlak [g/m³]

C_1^* = evenwichtsvloeistofconcentratie [g/m³]

C_1 = vloeistofconcentratie in de bulk [g/m³]

Wanneer we dit model toepassen voor een tegenstroom waskolom, kan met de volgende aannamen een eenvoudige relatie afgeleid worden voor het stofoverdrachtsproduct $k_{o1}' \cdot a_s$:

- in de kolom treedt zuivere tegenstroom op
- het gas en de vloeistof doorlopen de kolom in zuivere propstroom
- het vloeistof- en gasdebiet zijn constant over de kolom
- de temperatuur is constant over de kolom
- de verdelingscoëfficiënt is concentratieonafhankelijk

De effecten van terugmenging, axiale menging en kanaalvorming worden dus verwaarloosd.

In stationaire toestand geldt de volgende differentiaalvergelijking voor het plakje met oppervlakte A en hoogte dz:

$$F_1 \cdot \frac{dC_1(z)}{dz} = - k_{o1}' \cdot a_s \cdot A \cdot (C_1^* - C_1) \quad (5.3)$$

Randvoorwaarden:

$$z = 0, C_g = C_g^{uit}, C_1 = C_1^{in} = 0$$

$$z = h, C_g = C_g^{in}, C_1 = C_1^{uit}$$

met: a_s = specifiek oppervlak [m²/m³]

F_1 = vloeistofdebiet [m³/s]

De relatie (5.3) kan analytisch opgelost worden in combinatie met de evenwichtsrelatie:

$$C_1^* = m \cdot C_g \quad (5.4)$$

Na introductie van de extractiefactor ($\epsilon = m \cdot F_g / F_1$) en de relatieve gasconcentratie ($C_r = C_g^{\text{in}} / C_g^{\text{uit}}$), luidt de oplossing van vergelijking 5.3:

$$k'_{O1} \cdot a_s = \frac{F_1}{A \cdot h} \cdot \frac{\epsilon}{1 - \epsilon} \cdot \ln [C_r \cdot (1 - \epsilon) + \epsilon] \quad (5.5)$$

Met relatie 5.5 kan het stofoverdrachtsproduct direct uit metingen van de relatieve gasconcentratie (C_r) bepaald worden. Via de massabalans over de kolom kan C_r ook uit de concentratie van de uitgaande vloeistof (C_1^{uit}) en de belasting (Ω) berekend worden:

$$C_r = \frac{\Omega}{\Omega - F_1 \cdot C_1^{\text{uit}}} \quad (5.6)$$

Het stofoverdrachtsproduct wordt vaak met empirische correlaties benaderd. De correlaties van Semmelbauer (1967) en van Onda (1968) worden veel gebruikt om de waarde van $k'_{O1} \cdot a_s$ voor Raschig ringen en Berl zadels te berekenen. Deze correlaties gaan uit van het effectief benut oppervlak (a_w) en de afzonderlijke gas- en vloeistofsnelheidsconstanten (k'_g en k'_l). Vergelijking 5.7 geeft de onderlinge relatie weer:

$$k'_{O1} \cdot a_s = \frac{1}{1/k'_l + 1/m \cdot k'_g} \cdot \left(\frac{a_w}{a_s}\right) \cdot a_s \quad (5.7)$$

Semmelbauer definieert zijn relaties als volgt:

$$\frac{a_w}{a_s} = \alpha \cdot \left(\frac{\rho_1 \cdot v_1 \cdot d_p}{\mu_1}\right)^{0.46} \cdot \left(\frac{d_p^2 \cdot \rho_1 \cdot g}{\sigma}\right)^{0.5} \quad (5.8a)$$

$$\frac{k'_l \cdot d_p}{D_l} = \beta \cdot \left(\frac{\rho_1 \cdot v_1 \cdot d_p}{\mu_1}\right)^{0.6} \cdot \left(\frac{\mu_1}{\rho_1 \cdot D_l}\right)^{0.5} \cdot \left(\frac{d_p^3 \cdot \rho_1^2 \cdot g}{\mu_1^2}\right)^{0.17} \quad (5.8b)$$

$$\frac{k'_g \cdot d_p}{D_g} = \gamma \cdot \left(\frac{\rho_g \cdot v_g \cdot d_p}{\mu_g}\right)^{0.6} \cdot \left(\frac{\mu_g}{\rho_g \cdot D_g}\right)^{0.33} \quad (5.8c)$$

Tabel 5.1: Coëfficiënten voor de correlaties van Semmelbauer.

	Raschig ringen	Berl zadels
α	0.0061 ($a_s = 4.62/d_p$)	0.00755 ($a_s = 5.93/d_p$)
β	0.3	0.25
δ	0.7	0.85

Onda stelt de volgende correlaties voor:

$$\frac{a_w}{a_s} = 1 - \exp\left\{-1.45 \cdot \left(\frac{\sigma_c}{\sigma}\right)^{0.75} \cdot \left(\frac{\rho_1 \cdot v_1}{a_s \cdot \mu_1}\right)^{0.1} \cdot \left(\frac{v_1^2 \cdot a_s}{g}\right)^{-0.05} \cdot \left(\frac{\rho_1 \cdot v_1^2}{\sigma \cdot a_s}\right)^{0.2}\right\} \quad (5.9a)$$

$$k_1' \cdot \left(\frac{\rho_1}{\mu_1 \cdot g}\right)^{0.33} = 0.0051 \cdot \left(\frac{\rho_1 \cdot v_1}{a_w \cdot \mu_1}\right)^{0.67} \cdot \left(\frac{\mu_1}{\rho_1 \cdot D_1}\right)^{-0.5} \cdot (a_s \cdot d_p)^{0.4} \quad (5.9b)$$

$$k_g' \cdot \frac{R \cdot T}{a_s \cdot \mu_g} = C_1 \cdot \left(\frac{\rho_g \cdot v_g}{a_s \cdot \mu_g}\right)^{0.7} \cdot \left(\frac{\mu_g}{\rho_g \cdot D_g}\right)^{0.33} \cdot (a_s \cdot d_p)^{-2.0} \quad (5.9c)$$

Onda gebruikt dezelfde coëfficiënten voor meerdere pakkingsmaterialen. Coëfficiënt C_1 is afhankelijk van de deeltjesdiameter: wanneer d_p groter is dan 0.5 inch is C_1 5.23 en voor kleinere pakkingsdeeltjes 2.00.

Bij zowel de correlaties van Semmelbauer als die van Onda zijn a_w en k_1' niet afhankelijk van de gassnelheid, maar een functie van de vloeistofsnelheid. De overdrachtsconstante van de gasfase (k_g') is onafhankelijk van de vloeistofsnelheid en wordt slechts beïnvloed door de gassnelheid.

5.2 DE EXPERIMENTEN

De stofoverdrachtsexperimenten zijn uitgevoerd in een trickling filter met een diameter van 0.3 m en een bedhoogte van 0.80 m gevuld met 1/2 inch Novalux Torus-zadels (bijlage II). Vloeistof (water) en gas (lucht) zijn in tegenstroom door de kolom gevoerd. Het stofoverdrachtsproduct is gemeten als functie van de superficiële gas- en vloeistofsnelheden (tabel 5.2).

Tabel 5.2: Ingestelde waarden van gas- en vloeistofsnelheden.

v_l [m/hr]	v_g [m/hr]
2.2	9
4.3	45
6.5	90
8.7	180
14.5	
20.5	

Het stofoverdrachtsproduct is op twee manieren berekend: via de relatieve gasconcentratie (C_r) en via de concentratie van de uitgaande vloeistof (C_l^{uit}). Beide concentraties zijn gaschromatografisch bepaald (bijlage VIII); de relatieve gasconcentratie is hierbij direct gemeten, terwijl de vloeistofconcentratie met behulp van ijkmonsters is bepaald.

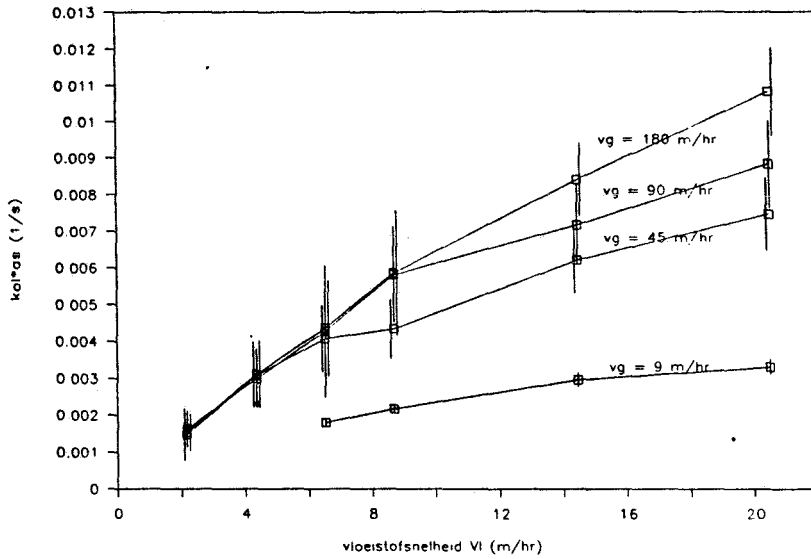
Met een foutenanalyse (bijlage IV) is de fout in het stofoverdrachtsproduct berekend. De keuze tussen de $k'_{O1} \cdot a_s$ op basis van de relatieve gasconcentratie of die gebaseerd op de vloeistofconcentratie is op die fout gestoeld: steeds is de waarde met de kleinste fout gekozen.

5.3 RESULTATEN

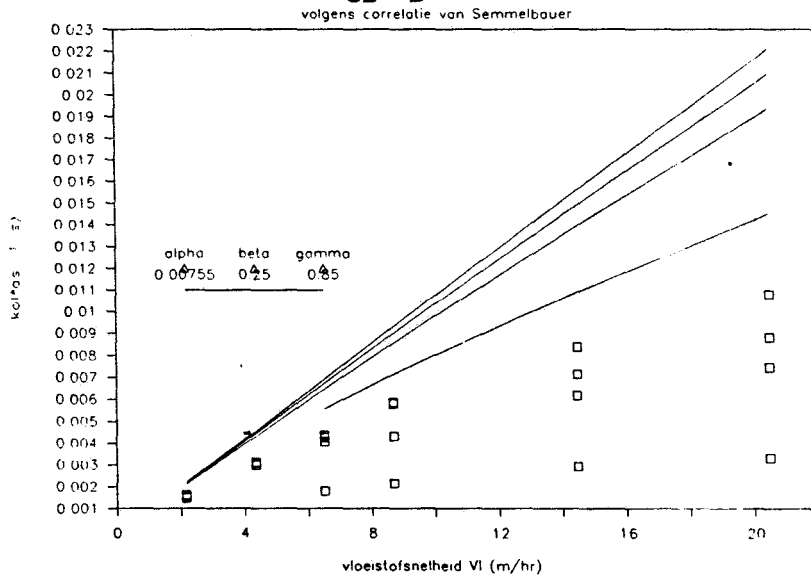
Het stofoverdrachtsproduct varieert tussen 0.0015 en 0.011 s⁻¹ (figuur 5.2). Het product wordt groter bij toenemende gas- en vloeistofsnelheden. De fout in figuur 5.2 is absoluut weergegeven; de relatieve fout varieert tussen 5 en 45%.

In figuur 5.3. worden de meetresultaten vergeleken met waarden uit de correlaties van Semmelbauer en in figuur 5.4 met die van Onda. Voor de correlaties van Semmelbauer zijn de constanten voor Berl-zadels ingevuld; bij de relaties van Onda is $C_1 = 2.00$ gebruikt. Bijlage V geeft de overige parameters.

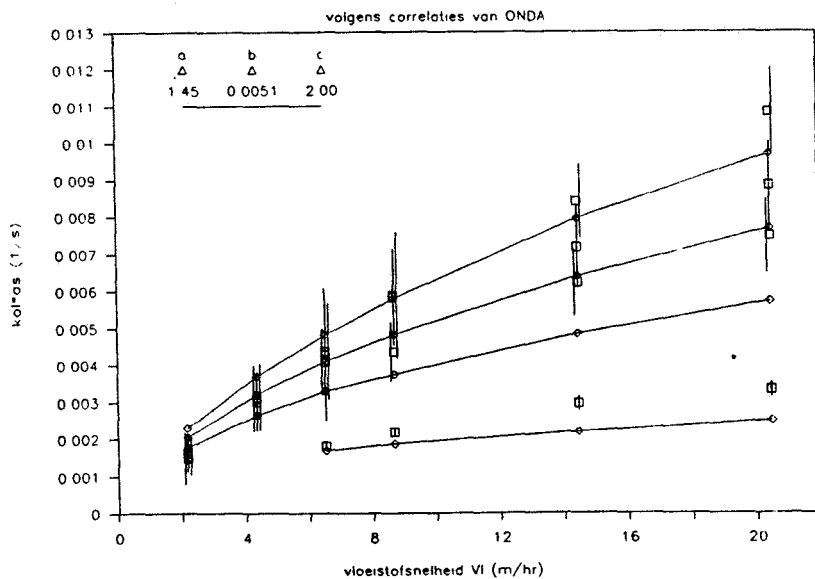
Figuur 5.2: Gemeten $k'_{O1} \cdot a_S$ als functie van v_g en v_l .



Figuur 5.3: Vergelijking met $k'_{O1} \cdot a_S$ uit de correlaties van Semmelbauer.



Figuur 5.4: Vergelijking met $k'_{O1} \cdot a_S$ uit de correlaties van ONDA.



De gemeten waarden van $k'_{O1} \cdot a_S$ komen goed overeen met de waarden die met de correlatie van Onda berekend zijn. Slechts bij lage gassnelheden wordt het verschil lager dan de meetfout. De waarden voor $k'_{O1} \cdot a_S$ die met de correlatie van Semmelbauer berekend zijn, zijn te hoog in vergelijking met de gemeten waarden. Bij beide correlaties is het bevochtigd oppervlak laag: tussen 9 en 38% (tabel 5.3).

Tabel 5.3: Overzicht van de parameters voor stofoverdracht volgens correlaties van Semmelbauer en Onda.

		Semmelbauer	Onda
k'_{g1}	[m/s]	1.1 - 6.4 10^{-3}	0.6 - 4.7 10^{-4}
k'_{l1}	[m/s]	0.4 - 1.3 10^{-4}	2.1 - 5.7 10^{-5}
(a_w/a_S)	[-]	0.09 - 0.25	0.18 - 0.38
k'_{ol}	[m/s]	0.3 - 1.2 10^{-4}	0.9 - 3.4 10^{-5}
$k'_{ol} \cdot a_S$	[1/s]	0.2 - 2.2 10^{-2}	1.7 - 9.7 10^{-3}

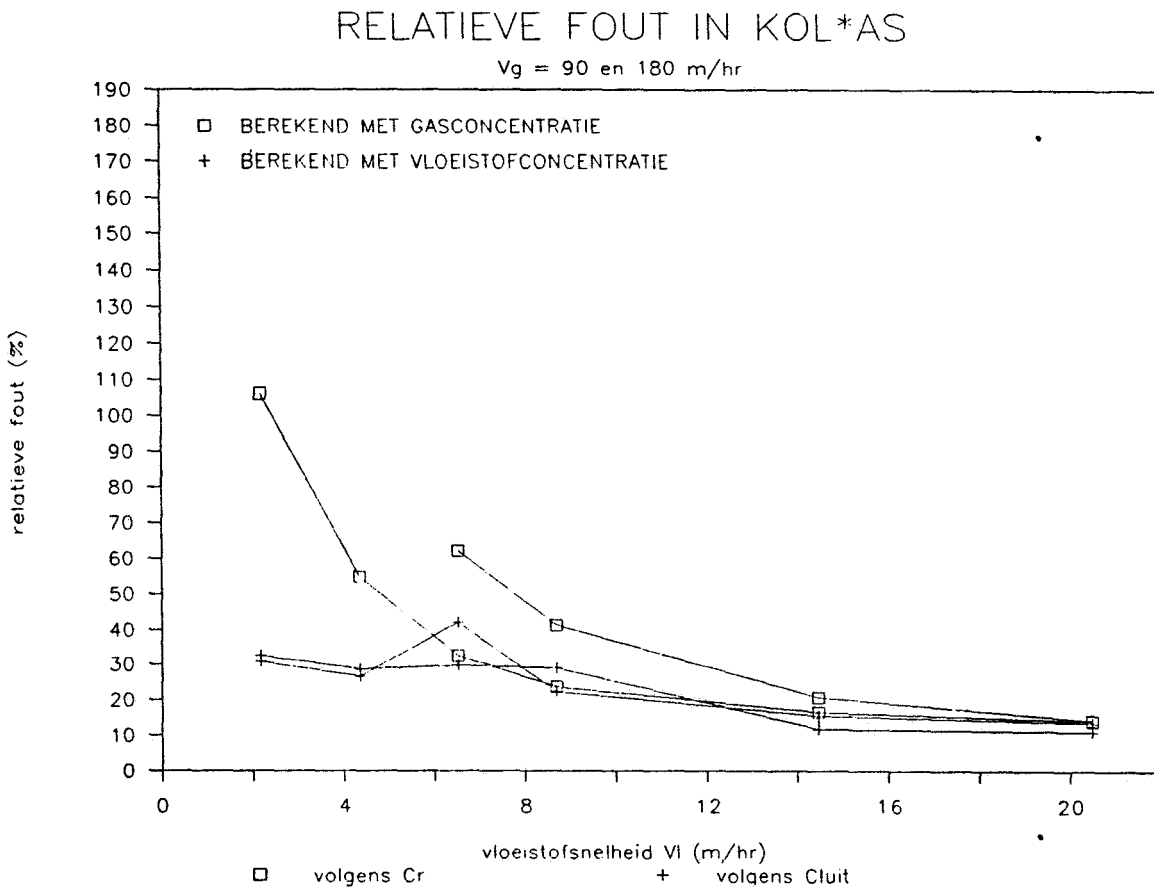
5.4 DISCUSSIE

Uit zowel de gemeten waarden van $k'_{O1} \cdot a_S$ als die van Semmelbauer en Onda volgt dat het stofoverdrachtsproduct toeneemt bij hogere gas- en vloeistofsnelheden. Dit wordt veroorzaakt doordat bij toenemende v_g en v_l de stofoverdrachtsconstanten k'_g en k'_l groter worden en doordat het bevochtigd oppervlak toeneemt bij hogere v_l . Ook blijkt dat bij hogere vloeistofsnelheden de gassnelheid meer invloed heeft op $k'_{O1} \cdot a_S$. De oorzaak hiervan is dat de weerstand voor stofoverdracht voor lage v_l aan de vloeistofzijde ligt en bij hogere snelheden meer aan de gaszijde komt te liggen.

Het stofoverdrachtsproduct is op twee manieren bepaald: door C_T en door C_T^{uit} te meten. Wanneer de extractiefactor groot is ($\epsilon > 2.5$) gaat C_T naar 1. Een kleine verandering in C_T heeft in dit gebied een grote invloed op $k'_{O1} \cdot a_S$. De meetfout in C_T (4%) resulteert hier dan ook in een grote fout in $k'_{O1} \cdot a_S$ (figuur 5.5). De fout in $k'_{O1} \cdot a_S$ die berekend is met de vloeistofconcentratie is hier redelijk (30%). Bij lage ϵ ($\epsilon < 0.4$) is de uitgaande vloeistofconcentratie laag. Omdat in dit gebied een kleine verandering in C_T^{uit} grote invloed heeft op $k'_{O1} \cdot a_S$, is het stofoverdrachtsproduct met C_T

bepaald. In het tussengebied kan $k'_{O1} \cdot a_s$ met beide manieren met een redelijke fout bepaald worden.

Figuur 5.5: Relatieve fout in $k'_{O1} \cdot a_s$ bij twee berekeningsmethoden.



De correlaties van Semmelbauer geven geen goede beschrijving van de meetresultaten. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de zeer lage gassnelheden waarbij gemeten is: de relatie voor k'_g (5.8c) geldt niet voor Reynolds voor de gasfase (Re_g) kleiner dan 100, terwijl deze hier een waarde tussen 2 en 40 heeft.

Bij de correlaties van Onda worden geen limieten gegeven en deze geven een goede beschrijving van de meetresultaten. De afwijking bij lage gassnelheden valt binnen de nauwkeurigheid die meestal voor stofoverdrachts-correlaties geldt (20 -30%).

Zelfs bij hoge vloeistofsnelheden is het bevochtigd oppervlak laag (38% volgens Onda). De hoeveelheid biomassa in het trickling filter zou hierdoor gelimiteerd kunnen zijn.

5.5 CONCLUSIES

1. Het stofoverdrachtsproduct ($k_{O1}' \cdot a_S$) van toluen varieert, voor Novalux Torus-zadels van 1/2 inch, tussen 0.0015 en 0.011 s⁻¹ bij vloeistofsnelheden van 2.2 tot 20 m/hr en gassnelheden van 9 tot 180 m/hr. Deze waarden zijn berekend met het model van ideale tegenstroom.
2. Bij een hoge extractiefactor ($\epsilon > 2.5$) kan $k_{O1}' \cdot a_S$ met een redelijke fout uit de relatieve gasconcentratie (C_T) berekend worden, terwijl bij lage ϵ ($\epsilon < 0.4$) $k_{O1}' \cdot a_S$ het best berekend kan worden uit de uitgaande vloeistofconcentratie (C_1^{uit}). In het tussengebied kan $k_{O1}' \cdot a_S$ met beide concentraties bepaald worden.
3. De correlaties van Onda geven een goede beschrijving van de meetresultaten, die van Semmelbauer niet. De correlaties van Semmelbauer zijn ook niet afgeleid voor zulke lage gassnelheden.
4. Het bevochtigd oppervlak bij de ingestelde vloeistofsnelheden is laag: tussen de 18 en 38% (Onda). Hierdoor kan de hoeveelheid biomassa in het trickling filter gelimiteerd zijn.

Gedurende 6 maanden is met een trickling filter op laboratoriumschaal geëxperimenteerd. In het filter zijn drie runs uitgevoerd. In run I en II is getracht onder verschillende condities een zo hoog mogelijke eliminatiecapaciteit te bereiken. Omdat bij beide runs dichtgroei van het filter optrad als gevolg van schimmelgroei, is bij de derde run pimaricin, een schimmeldodend middel, toegevoegd.

Dit hoofdstuk behandelt eerst de wijze waarop de metingen zijn uitgevoerd (§ 6.1). Hierna wordt in § 6.2 run I beschreven. In § 6.3 worden dan in een intermezzo de experimenten met het schimmeldodend middel besproken. Vervolgens komt run II ter sprake (§ 6.4). In § 6.5 komt run III aan de orde en tot slot wordt in § 6.6 de stofoverdracht in het filter besproken.

6.1 MEETMETHODEN

Het bio-trickling filter heeft een aantal parameters die onafhankelijk van het systeem zijn. Dit zijn de belasting van toluen (Φ), de superficiële gas- en vloeistofsnelheid in het filter (v_g en v_l) en de verversingsgraad van de vloeistof (D). Ook de ingangconcentratie van de gasstroom is een onafhankelijke parameter; zij wordt bepaald door de belasting en de gassnelheid. Andere parameters zijn afhankelijk van het functioneren van het systeem (tabel 6.1) en dienen gemeten te worden.

Tabel 6.1: Overzicht van belangrijke parameters.

Onafhankelijke parameters	Afhankelijke parameters
1 belasting [g/m ³ /hr]	1 conversie [-]
2 gassnelheid [m/hr]	(eliminatiecapaciteit) [g/m ³ /hr]
3 vloeistofsnelheid [m/hr]	2 zuurgraad [-]
4 verversingsgraad [hr ⁻¹]	3 looggebruik [mmol/hr]
(spuidebiet) [l/hr]	4 temperatuur [°C]
	5 drukval over het bed [cm w.k.]
	6 hoeveelheid biomassa [g d.s.]
	7 drogestofgehalte van de biolaag [gew. %]
	8 activiteit van de biomassa [g tol/g d.s./hr]

De conversie is bepaald door gaschromatografisch de concentratie van de in- en de uitgaande gasstroom te meten. De apparatuur hiervoor wordt in bijlage VIII nader beschreven. Met de conversie en de belasting kan de eliminatiecapaciteit (EC) van het filter berekend worden. Dit is de hoeveelheid toluen die het filter per m³ reactor per tijdseenheid afbreekt. Met een foutenanalyse is de fout in de eliminatiecapaciteit berekend (bijlage IV). Deze fout wordt door meetfouten in de conversie en in de belasting bepaald.

De pH en de temperatuur van de vloeistof zijn dagelijks geregistreerd. Vanaf de 19^e dag van run I is met een natronloog-titrator de pH op 7.0 afgeregeld.

Bij de 2^e en de 3^e run is de drukval over het filter bepaald. Hiertoe werd het verschil tussen de druk bij de ingang van de gasstroom en de druk na 80 cm bed gemeten, steeds bij een gassnelheid van 33 m/hr.

Na elke run is de hoeveelheid droge stof per pakkingsdeeltje en het drogestofgehalte van de biolaag bepaald. Uit het filter werden een groot aantal pakkingsdeeltjes met biolaag gehaald en - nog vochtig - gewogen. Bij 60°C werden deze gedroogd tot constant gewicht. Met het gewicht van de pakkingsdeeltjes zelf konden beide parameters berekend worden.

Na de 1^e run is tevens de activiteit van de biolaag bepaald. Hiertoe zijn op verschillende plaatsen van het filter pakkingsdeeltjes met biolaag uit het bed gehaald en gewogen. Vervolgens zijn de deeltjes in een schudkolf met 200 ml medium overgebracht en is 45 µl toluen toegevoegd. De afbraaksnelheid werd gemeten door de toluenconcentratie in de vloeistof gaschromatografisch te volgen.

Door de grote hoeveelheid biomassa, kan de groei van de micro-organismen verwaarloosd worden ten opzichte van de beginconcentratie, zodat in relatie 3.5 S₀ in plaats van S gebruikt mag worden:

$$-\frac{dL}{dt} = \frac{\mu_{\max}}{Y} \cdot S_0 \quad (6.1)$$

Zodoende wordt een lineaire afname van de concentratie gemeten. Na afloop van het experiment werd de vloeistof gecentrifugeerd en de biomassa werd bij 60°C gedroogd. De activiteit is uitgedrukt als de afbraaksnelheid per hoeveelheid droge stof [g tol/g d.s./hr].

6.2 RUN I

Aan het begin van deze run is het trickling filter geënt met een opgekweekte schudculture met 6 verschillende micro-organismen, te weten *Pseudomonas mildenbergii* en *Pseudomonas deodorans*, GJ40 (Janssen, RUG), en een bacterie, schimmel en gist die van grond bij een benzine-station zijn opgekweekt (Verhagen, 1981). Bij de ent was de gedachtengang dat het micro-organisme dat het best bij het systeem zou passen, zou overblijven (survival of the fittest).

Deze run heeft 84 dagen geduurd.

6.2.1 Conditie van run I

In tabel 6.2 wordt een overzicht gegeven van de parameters tijdens run I. Hierbij zijn de eerste 12 dagen apart vermeld, omdat in deze opstartfase toluen aan de vloeistoffase is toegevoegd.

Tabel 6.2: Overzicht van de ingestelde parameters tijdens run I.

parameter		dag 0-12	dag 12-84	
belasting	Φ	-	100 - 200	[g/m ³ /hr]
gassnelheid	v_g	0	8 - 55	[m/hr]
vloeistofsnelheid	v_l	16.5	2.2 - 22	[m/hr]
verversingsgraad	D	0	0 - 0.047	[hr ⁻¹]
vloeistofconcentratie	C_l	10	-	[g/m ³]
evenwichtsconcentratie van het ingaande gas	$C_{g, \infty}$	-	5 - 85	[g/m ³]
zuurgraad	pH	-	7.0	[-]
temperatuur	T	30	30	[°C]

Om groei te bevorderen zijn hoge concentraties aangelegd ($C_{g, \infty}$ tussen 5 en 85 g/m³), zoals tabel 6.2 laat zien. Door de hoge belasting en lage gassnelheden worden deze hoge concentraties bereikt. De gas- en vloeistofsnelheid (figuur 6.2 en 6.3, bijlage III, pag 6a; uitklapvel) zijn een aantal keer sterk verhoogd of verlaagd om de invloed op de eliminatiecapaciteit te onderzoeken. Daartoe is ook de evenwichtsconcentratie ($C_{g, \infty}$) (figuur 6.4) gevarieerd.

In het begin van de run is de vloeistof niet ververst (figuur 6.5). Vanaf de 19^e dag is dagelijks ongeveer 2.5 liter van de vloeistof afgetapt en weer met medium aangevuld. Op de 76^e dag is een spuijpomp geïnstalleerd waardoor continu gespuid kon worden. Tevens is toen de verversingsgraad verhoogd van 0.010 tot 0.047 hr⁻¹.

In bijlage III zijn alle relevante parameters van deze run weergegeven.

6.2.2 Resultaten van run I

Eliminatiecapaciteit

Figuur 6.1 geeft het verloop weer van de eliminatiecapaciteit (EC) als functie van de tijd. In dit verloop zijn drie periodes te onderscheiden. In de eerste periode (opstart, dag 0 - 42) stijgt de eliminatiecapaciteit tot zo'n 17 g/m³/hr. Daarna blijft de eliminatiecapaciteit met uitzondering van enkele lagere waarden, ongeveer constant (periode 2, dag 42 - 76). In de laatste periode (periode 3, dag 76 - 84) neemt de eliminatiecapaciteit snel toe tot 39 g/m³/hr, om daarna weer af te nemen tot 14 g/m³/hr. De run moest aan het eind van periode 3 worden afgebroken, omdat het filter dichtgegroeid was.

Tabel 6.3: Overzicht van de belangrijkste waarnemingen tijdens run I.

dag	kleur van de biomassa	overige waarnemingen
15	-	aangroei zichtbaar op pakking van het filterbed.
19	lichtgeel	vloeistof troebel; vlokken in de vloeistof; vlokken bestaan uit bacteriën.
23		vloeistof weer helder.
40	donkergeel	schimmels, bacteriën en hogere organismen aangetoond.
72	zwart	
77	geel	vloeistof troebel, vlokken in vloeistof; vlokken bestaan uit bacteriën en schimmels.
82	donkergeel	filter dichtgegroeid.

Waarnemingen

De kleur van de biomassa gaat, zoals tabel 6.3 laat zien, gaandeweg van lichtgeel naar donkergeel en zwart. In periode 3 treedt dan kleuromslag op,

waarna de kleur weer geleidelijk verandert van geel naar donkergeel. Uit de overige waarnemingen (tabel 6.3) blijkt dat de vloeistof van dag 19 tot 23 troebel is geweest. Ook in periode 3 was de vloeistof troebel. Gedurende de rest van de run is de vloeistof steeds helder gebleven.

Loogverbruik

Het loogverbruik is in deze run niet geregistreerd omdat dit sterk variëerde onder invloed van de onregelmatige aftap van procesvloeistof.

In bijlage III worden alle parameters grafisch weergegeven.

Experimenten achteraf

Na de run is het filter opengemaakt. De deeltjes net onder de sproeier waren bedekt met geel/glazige biomassa (tabel 6.4, monster 1). Ook bovenin het bed, maar dan aan de buitenkant, bevonden zich deeltjes die alleen door een zwarte biolaag omgeven waren (monster 2). In de rest van het filter was de biomassa donkergeel (monster 3 en 4). Alleen langs de glaswand van het filter was de biomassa geler (monster 5). De resultaten van de metingen aan de verschillende monsters, zijn in tabel 6.4 vermeld. Bij het mengmonster zijn een groot aantal deeltjes samen gevoegd.

Tabel 6.4: Resultaten van de metingen aan pakkingsdeeltjes.

Monster	Omschrijving	Hoogte [m]	Drogestof gehalte [gew.%]	Hoeveelheid droge stof [g ds/dltje]	activiteit [g tol/g d.s./hr]
1	gele biolaag	1.05	2.3	0.028	0.0165
2	zwarte biolaag	1.05	4.6	0.025	0.0084
3	random monster	0.80	4.0	0.032	0.0063
4	random monster	0.80	4.0	0.033	0.0066
5	monster bij glasw.	0.80	3.6	0.041	0.0093
6	mengmonster	n.v.t.	3.6	0.023	-

(- = niet gemeten)

Uit tabel 6.4 blijkt dat de activiteit van de gele biomassa hoger is dan die van de andere monsters. Ook de activiteit van monster 5 is significant hoger dan die van monster 3 en 4. De fout is te groot om verschillen te signaleren tussen de monsters 2, 3 en 4. Verder wijzen de experimenten uit dat het drogestofgehalte van de gele biolaag (2.3%) lager is dan dat van de zwarte biolaag (4.6%) en van het mengmonster (3.6%). Tenslotte is te zien dat de hoeveelheid droge stof van monster 1 - 5 sterk varieert van 0.025 -

0.041 g d.s./deeltje. Het mengmonster heeft een lagere waarde: 0.023 g d.s./deeltje.

Bij de experimenten is waargenomen dat de biomassa niet of slechts zeer zwak gehecht is aan de pakkingsdeeltjes, omdat de biolaag na enkele schudbewegingen in voedingsmedium gemakkelijk loskwam van de deeltjes.

6.2.3 Discussie

Eliminatiecapaciteit

Omdat bij de opstart met toluentoevoeging in de vloeistoffase geen groei te zien was, is overgestapt naar toevoer in de gasfase. Hier was wel snel (na 3 dagen) aangroei te zien. Zuurstofgebrek kan een rol gespeeld hebben, want hoewel het filter dagelijks doorstroomd werd met lucht, werd een rottingslucht waargenomen.

De toename van de eliminatiecapaciteit tot zo'n 17 g/m³/hr (figuur 6.1) zou verklaard kunnen worden door groei van de biomassa. Bij een constante substraatconcentratie (L in de Monodvergelijking is constant) mag dan de volgende relatie toegepast worden:

$$S_2 = S_1 \exp (\mu_{\max} \cdot (t_2 - t_1)) \quad (6.1)$$

Op de 15^e dag is de eliminatiecapaciteit 4 g/m³/hr, op de 42^e 20 g/m³/hr. Invullen van $S_2/S_1 = 20/4$ en $t_2 - t_1 = 27$ geeft als resultaat: $\mu_{\max} = 0.0025 \text{ hr}^{-1}$. De totale groei is dus ongeveer 100 keer lager dan de maximale groei (μ_{\max} gemeten = 0.27 hr^{-1}).

De groei stopt op de 42^e dag en hierna blijft de eliminatiecapaciteit constant, afgezien van twee dalingen (figuur 6.1). Tegelijkertijd met de eerste daling van de eliminatiecapaciteit wordt het gasdebiet verlaagd en stijgt de concentratie (figuur 6.2 en 6.4). Het is niet waarschijnlijk dat dit de oorzaak is van de stop van de groei: zowel op de 19^e als op de 35^e dag hebben soortgelijke veranderingen de eliminatiecapaciteit niet beïnvloed. Ook de vloeistofsnelheid daalt op de 42^e dag (figuur 6.3). echter bij dezelfde vloeistofsnelheid bereikt de eliminatiecapaciteit een aantal dagen later weer het oude niveau van 17 g/m³/hr, zodat ook dit niet de oorzaak kan zijn. Daarbij is op dag 70 ook geen invloed op de eliminatie-

capaciteit gemeten na de daling van de vloeistofsnelheid. Voor de dalingen van de eliminatiecapaciteit is op basis van de gas- en vloeistofinstellingen, geen directe verklaring voorhanden.

Vanaf dag 76 stijgt de eliminatiecapaciteit sterk. Dit wordt veroorzaakt door het aanleggen van een hoog spuidebiet. Een aannemelijke verklaring hiervoor is dat remmende stoffen opgehoopt zijn in het filter, die na de verhoging van de verversingsgraad in een lagere concentratie voorkomen.

Uit de literatuur is bekend dat voor immobilisatie in een continu systeem, de verversingsgraad (D) van de vloeistof in het systeem groter moet zijn dan de maximale groeisnelheid (Heijnen, 1983). Slechts wanneer aan deze voorwaarde voldaan is, kan hechting optreden. De aangelegde verversingsgraad is hoger dan de μ_{max} die Verhagen (1981) gemeten heeft. Toch kan overschrijding van bovengenoemde voorwaarde niet de explosieve groei met vlokvorming in de vloeistof veroorzaken. Dan zou immers juist hechting op moeten treden. Uit de activiteitsexperimenten blijkt echter dat de biomassa niet of slechts heel zwak gehecht is.

Na de 80^e dag daalt de eliminatiecapaciteit weer (figuur 6.1). Dit kan veroorzaakt worden doordat door de dichtgroei van het systeem kanaalvorming optreedt en het overdragend oppervlak (a_w/a_g) afneemt.

Kleur

Er treedt een verschuiving van kleur op van lichtgeel (dag 19) naar donkergeel (dag 40) en zwart (dag 70, tabel 6.3). De gele kleur wordt waarschijnlijk veroorzaakt door catechol, waardoor de biolaag geel lijkt. Op platen is aangetoond, dat de zwarte kleur verschijnt wanneer de schimmels ouder worden. Na ongeveer 5 dagen treedt zwartkleuring op.

De geleidelijke verschuiving kan dan ook verklaard worden doordat steeds meer schimmels in het filter voorkomen. De zwarte kleur van de schimmel gaat overheersen op de pakking. Dit betekent niet dat er geen andere organismen meer voorkomen in het filter. Op platen van de zwarte biomassa groeiden namelijk zowel schimmels als bacteriën.

Bij de grote groei in periode 3 treedt kleuromslag op. Deze omslag kan verklaard worden doordat plotseling veel jonge biomassa ontstaan is. Na een aantal dagen treedt weer het verouderingseffect van de schimmel op en verschuift de kleur weer naar donkergeel.

Hogere organismen

Er zijn hogere organismen gesignaleerd in het filter (tabel 6.3). Deze organismen voeden zich met bacteriën. De waargenomen organismen vertonen veel overeenkomst met zogenaamde raderdiertjes (bijlage IX).

Verzuring

De verzuring van de vloeistof is niet gesignaleerd in experimenten van Verhagen (1981) met batchcultures. De zuurvorming kan verklaard worden door ophoping van zure stofwisselingsproducten (benzoëzuur).

Yield

De gemiddelde hoeveelheid droge stof (d.s.) per deeltje bedraagt 0.023 g d.s./deeltje (tabel 6.4). Alle andere monsters hebben hogere waarden, maar deze monsters zijn niet random genomen. Deze monsters zijn namelijk geselecteerd op kleur (activiteit).

Uit de hoeveelheid droge stof per deeltje en het aantal deeltjes in het filter (bijlage I) kan de totale hoeveelheid droge stof in het filter berekend worden: $0.023 \text{ g d.s./deeltje} \cdot 36000 \text{ deeltjes}$ wordt 830 g d.s. in het filter.

De hoeveelheid tolueen die de micro-organismen afgebroken hebben, wordt voorgesteld door de oppervlakte van de figuur van eliminatiecapaciteit versus de tijd. In totaal heeft de biomassa 1030 g tolueen afgebroken (oppervlaktebepaling; bijlage III). Met de totale hoeveelheid droge stof die na de run in het filter aanwezig was (830 g d.s.), kan de yield berekend worden: $Y = 0.81 \text{ g d.s./g tol}$. In batch-cultures is de yieldcoëfficiënt 0.91 g d.s./g tol (Verhagen, 1981).

Hieruit blijkt dus dat slechts 10% van de biomassa uitgespoeld is. Dit is in overeenstemming met de waarnemingen: de vloeistof is altijd helder gebleven, slechts in het begin (dag 19 - 23) en bij de explosieve groei van dag 76-81 was de vloeistof troebel. Hierdoor heeft ophoping van biomassa plaatsgevonden, met dichtgroei als resultaat. De ophoping wordt veroorzaakt door schimmels. De micro-organismen worden waarschijnlijk in het vezelige netwerk van de schimmels vastgehouden, waardoor geen uitspoeling kan optreden.

De biolaag bestond voor 3.6% uit droge stof. Het gewicht van de natte biolaag kan dan berekend worden: $830 \text{ g d.s.} \cdot (1/0.036-1)$ levert 22 kg natte biomassa. Met de aanname dat de dichtheid van natte biomassa dezelfde is als

die van water, betekent dit dat 22 liter door de biomassa ingenomen wordt. Het leeg volume van het filter is 25 liter. De dichtgroei is dus ook kwantitatief verklaard.

De dichtgroei is ongewenst omdat hierdoor het bio-trickling filter niet stationair in bedrijf gehouden kan worden. Op industriële schaal is het ondoenlijk om het pakkingsmateriaal schoon te maken.

Activiteit

De hogere activiteit van de gele biomassa (tabel 6.4) kan verklaard worden doordat deze biomassa meer jong materiaal bevat dan de donkergele en zwarte biomassa. De ouder wordende biolaag bevat steeds meer biomassa die niet of minder actief is. Omdat bijna geen uitspoeling optreedt, blijft ook deze massa op de pakkingsdeeltjes aanwezig. De afbraaksnelheid per hoeveelheid droge stof wordt dan ook lager.

Uit de gemiddelde activiteit per gram droge stof (0.0065 g tol/g d.s./hr) en de hoeveelheid droge stof in het filter (830 g d.s.) kan de maximale afbraakcapaciteit van het filter berekend worden. Deze bedraagt 130 g/m³/hr bedraagt. De hoogste waarde van de gemeten eliminatiecapaciteit (39 g/m³/hr) is echter een factor 3 lager. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door diffusielimitering. In de batchcultures is de biomassa gesuspendeerd, zodat geen diffusielimitering optreedt, terwijl dit in het filter wél het geval zou kunnen zijn, vanwege de dikke biolagen.

De maximale activiteit kan gedefinieerd worden als μ_{\max}/Y . Bij deze waarde zou de biolaag alleen bevolkt worden door actieve micro-organismen, terwijl micro-organismen in rust, bijpopulaties of hogere organismen niet voorkomen. Deze waarde ($\mu_{\max}/Y = 0.30$ g toluen/g d.s./hr) kan vergeleken worden met de gemeten activiteit. Zo blijkt dat slechts 2% van de donkergele biomassa actief is, en 5% van de gele biomassa. Door uitspoeling van niet actief materiaal te verhogen, zal deze waarde toe kunnen nemen.

6.2.4 Conclusies

1. De eliminatiecapaciteit heeft een constante waarde bereikt van 17 g/m³/hr. Aan die constante waarde is een groeiperiode van 40 dagen voorafgegaan. Er is een piekwaarde van 39 g/m³/hr bereikt. Door het aanleggen van een hoge verversingsgraad (0.047 hr⁻¹) is deze piekwaarde

ontstaan. De aanwezigheid van remmende stoffen zou een verklaring voor de stijging kunnen zijn.

2. Gedurende de run treedt een kleurverschuiving op van geel naar donkergeel en zwart. De gele kleur wordt waarschijnlijk veroorzaakt door catechol, waardoor de biomassa geel lijkt. De zwarte kleur verschijnt wanneer de schimmels ouder worden. Gaandeweg komen steeds meer schimmels voor in het filter, waardoor de zwarte kleur gaat overheersen. De gele biomassa heeft een hogere activiteit (0.0160 g tol/g d.s./hr) dan het gemiddelde (donkergele massa; 0.0065 g tol/g d.s./hr).
3. De dichtgroei wordt veroorzaakt door de schimmels. De micro-organismen worden waarschijnlijk vastgehouden in het filterbed door de vezelige structuur van de schimmels. Slechts 10% van de biomassa is uitgespoeld uit het bed. Het tijdstip van dichtgroei kon geverifieerd worden met het drogestofgehalte en de hoeveelheid droge stof. De dichtgroei is ongewenst omdat het een stationaire bedrijfsvoering van het bio-trickling filter in de weg staat.
4. De maximale eliminatiecapaciteit van de biomassa in het filter zou volgens batchproeven 130 g/m³/hr moeten bedragen. De hoogst gemeten waarde van de eliminatiecapaciteit verschilt hiermee een factor 3. De afbraak in het filter wordt dus geremd. Waarschijnlijk speelt diffusielimitering een rol. Vergeleken met de maximale activiteit μ_{\max}/Y is slechts 2% van de biomassa actief. Deze waarde kan verhoogd worden door ophoping te voorkomen.
5. In het filterbed komen bacteriën, schimmels en hogere organismen voor.

6.3 INTERMEZZO: PIMARICIN, EEN SCHIMMELDODEND MIDDEL

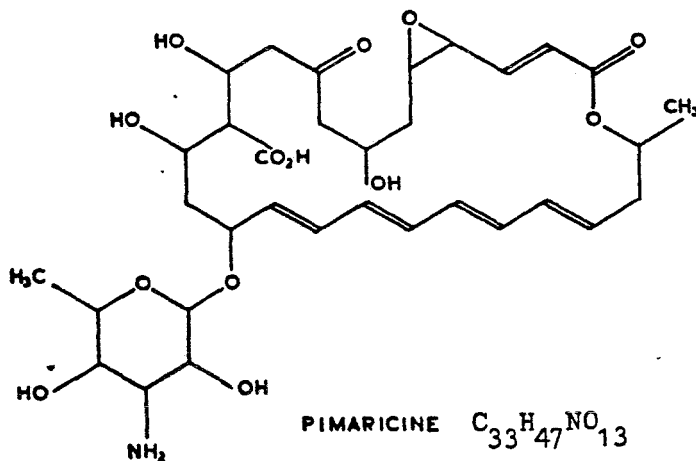
Omdat de schimmels de oorzaak zijn van de ophoping van de biomassa in het filter, is gezocht naar een middel dat schimmels selectief kan doden, en oplosbaar en stabiel is in water. Deze paragraaf gaat eerst kort in op literatuur over schimmeldodende middelen, waarna de experimenten besproken worden.

6.3.1 Literatuur

Schimmeldodende middelen (fungiciden) worden veel gebruikt in de landbouw en in de medische wereld. De meeste schimmeldodende middelen zijn antibiotica. Eén groep antibiotica zijn de polyene macrolides, allen geproduceerd door *Streptomyces* sp. (Dekker, 1969). De structuur is kenmerkend voor deze groep: een polyene keten met 4 tot 7 dubbele bindingen in een lactone ring (figuur 6.6).

De polyene macrolides hebben een remmende werking op schimmels en gisten, zonder dat ze bacteriën of hogere organismen beïnvloeden. Zij werken in op de membraan, die alleen bij schimmels en gisten sterolen bevat. Het schimmeldodend middel vormt een complex met het sterol, zodat een lek in de membraan ontstaat (Gist Brocades, 1968).

Figuur 6.6: Structuur van een polyene macrolide (pimaricin).



Pimaricin is een tetraene macrolide die matig oplosbaar is in water (100 mg/l bij 80°C) en schimmels en gisten bij 1 - 5 mg/l inhibeert. Pimaricin werkt overwegend schimmeldodend in plaats van groeiremmend, en is ook werkzaam tegen schimmelsporen. De grootste werkzaamheid heeft pimaricin tegen actieve cellen, voor cellen in rust zijn hogere concentraties nodig.

In daglicht verliest pimaricin de schimmeldodende werking in een paar dagen ten gevolge van UV-straling. Gedroogd aan de lucht verliest het de fungicide eigenschappen binnen drie uur. Het verlies van de schimmeldodende activiteit ontstaat door afbraak van de polyene keten.

In de literatuur (Gist Brocades, 1968) wordt genoemd dat pimaricin

nauwelijks resistentie veroorzaakt: er wordt vermeld dat 35 overentingen nodig waren om de concentratie voor volledige inhibitie te verhogen van 1.7 naar 15 mg/l. Door over te enten naar een voedingsbodem zonder pimaricin, werd deze waarde weer snel normaal.

Pimaricin werkt specifiek op schimmels en gisten en is in de handel verkrijgbaar. Cycloheximide, een andere fungicide, is ook op de markt maar werkt op alle organismen, behalve bacteriën. Cycloheximide is waarschijnlijk stabiel in water dan pimaricin, maar vanwege de selectiviteit is voor pimaricin gekozen.

6.3.2 De experimenten

De experimenten zijn uitgevoerd om de concentratie pimaricin te bepalen, waarbij de schimmels gedood worden. Hiertoe is in een voedingsbodem een concentratie aangelegd van pimaricin, variërend van 0.01 tot 25 mg/l. De experimenten zijn eerst op agar-platen uitgevoerd en daarna in vloeibaar medium.

Er is een moederoplossing gemaakt van pimaricin door bij 80°C 100 mg pimaricin in een liter gedemineraliseerd en gesteriliseerd water op te lossen en daarna weer snel af te koelen. Van de moederoplossing is een verdunningsreeks gemaakt. Steeds is 1 ml van de reeks aan 9 ml agar toegevoegd. Alleen om een concentratie pimaricin van 25 mg/l te bereiken, werd 3 ml moederoplossing samengevoegd met 9 ml agar. Dit mengsel werd verwarmd en in een petrischaal gegoten. Na afkoeling tot $\pm 30^\circ$, werd 1 μ l tolueen in de agar gespoten. Hierna werd een druppeltje van de ent over de de gestolde agar uitgespateld.

De experimenten zijn uitgevoerd met twee reïncultures, te weten de schimmel (Verhagen) en de bacteriestam GJ40. Daarnaast is geënt met vloeistof uit het filter. Omdat de schimmels doorgaans beter groeien op mout-agar, is bij de schimmel en bij de ent uit het filter zowel mout-agar gebruikt als normale agar. De bacteriestam is alleen op de normale agar uitgespateld. De petrischalen zijn in het donker bewaard. Na de ent is dagelijks met de microscoop de micro-flora bekeken. Na afloop zijn foto's gemaakt van de experimenten. In tabel 6.4 zijn alle experimenten nog eens opgesomd.

Ook zijn er experimenten uitgevoerd in schudflessen. In de schudflessen is, afhankelijk van de gewenste concentratie pimaricin, 0.1 tot 10 ml van de moederoplossing gebracht en is aangevuld tot 100 ml met gesteriliseerd medium. Boven de vloeistof bevond zich 300 ml lucht. Hierna is 10 μ l toluen toegevoegd en is geënt met 1 ml van de voorgekweekte schimmelculture van Verhagen. De flessen zijn op het laboratorium te schudden gezet op een plaats waar de lichtsterkte vergelijkbaar is met die bij het filter. Ook deze experimenten zijn in tabel 6.5 opgenomen.

Tabel 6.5: Overzicht van de uitgevoerde experimenten.

ent	voedingsbodem	pimaricin concentratie (mg/l)								
		0	.01	.03	.10	.30	1.0	3.0	10	25
bacterie	agar	x	x	x	x	x	x	x	x	x
schimmel	agar	x	x	x	x	x	x	x	x	x
schimmel	mout-agar	x	x	x	x	x	x	x	x	x
filter	agar	x	x	x	x	x	x	x	x	x
filter	mout-agar	x	x	x	x	x	x	x	x	x
schimmel	medium	x	-	-	x	x	x	x	x	-

(x/-: experiment wel/niet uitgevoerd)

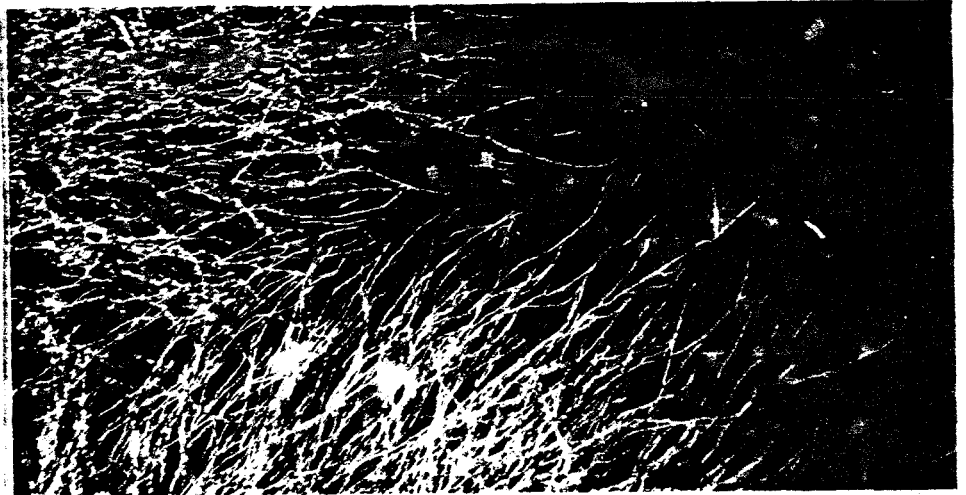
6.3.3 Resultaten

De schimmels worden bij pimaricin concentraties van 0.3 mg/l en minder niet in hun groei geremd. Bij 1.0 mg/l vindt wel inhibitie plaats, maar de schimmel groeit verder in kleinere vlokken (medium) of gaat na 3 à 4 dagen toch uitlopen (agar). Bij 3.0 mg/l en hoger treedt volledige inhibitie op. Bacteriën worden in het gehele concentratiegebied niet geïnhibeerd.

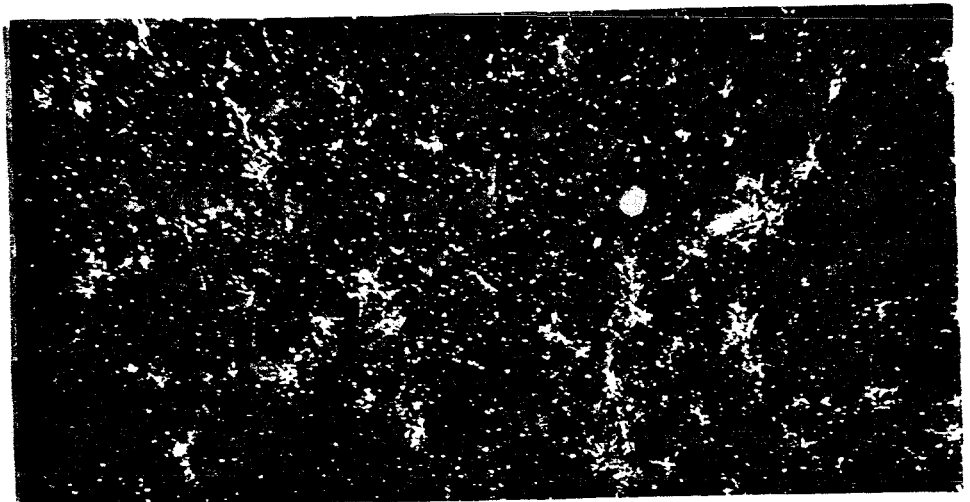
In figuur 6.7 tot 6.9 zijn foto's weergegeven van de experimenten. De concentratie pimaricin varieert hierbij (0, 1.0 en 25 mg/l). Zoals op de foto's te zien is, wordt de schimmel bij 0 mg/l niet geïnhibeerd en bij 1.0 mg/l slechts gedeeltelijk. Hier ontstaan slechts korte schimmeldraden. Bij 25 mg/l blijven bij een ent uit het filter slechts bacteriekoloniën over.

Zoals in figuur 6.7 te zien is, ontstaan bij pimaricin-concentraties van 1.0 mg/l en hoger bij de schimmel (Verhagen) talrijke "stippen" op de plaat. Van de plaat van figuur 6.7 zijn een aantal "stippen" overgeplaat naar agar zonder pimaricin. Na 3 dagen waren hier slechts 5 schimmelkoloniën opgekomen.

Figuur 6.7: Niet geïnhibeerde schimmelcultures (0 mg/l pimaricin, schimmel op agar, 30 maal vergroot).



Figuur 6.8: Gedeeltelijk geïnhibeerde schimmelcultures (1.0 mg/l pimaricin, schimmel op mout-agar; 30 maal vergroot).



Figuur 6.9: Bacterie-koloniën. (25 mg/l pimaricin, ent uit filter op mout-agar; 30 maal vergroot)



Na 7 dagen is de schudfles met een initiële concentratie van 3.0 mg/l opnieuw geënt met schimmels. Drie dagen later waren uit deze ent verschillende schimmelvlokken gegroeid. Deze vlokken verschilden qua uiterlijk niets van de niet geïnhibeerde schimmel.

De schimmels kleurden op mout-agar na 4 à 5 dagen zwart. In het medium en op de normale agar werden alleen witte schimmels aangetoond.

6.3.4 Discussie

Bij concentraties van 0.3 mg/l en minder vindt geen inhibitie plaats, bij concentraties van 3.0 mg/l en meer treedt volledige inhibitie op. Hiertussen bevindt zich een overgangsfase, waarin de schimmels wel groeien maar niet volledig geïnhibeerd worden.

De stippen op de plaat van 1.0 mg/l (figuur 6.8) veroorzaken schimmelgroei, wanneer ze overgeënt zijn naar platen zonder pimaricin. Op de plaat van 1.0 mg/l zelf ontstaan ook schimmels. Omdat bij concentraties van 3.0 mg/l geen schimmels ontstaan, mag worden verwacht dat ook de stippen bij deze concentratie niet levensvatbaar zullen zijn. In het medium zijn geen stippen, uitstulpingen of andere afwijkende vormen gevonden. Voor het trickling filter zullen deze dan ook minder relevant zijn.

Omdat een nieuwe ent in het medium met een initiële concentratie van 3.0 mg/l groei oplevert, blijkt dat de fungicide eigenschappen van pimaricin na 7 dagen in ieder geval verdwenen zijn. Dit betekent tevens dat pimaricin bij een concentratie van 3.0 mg/l als schimmeldodend werkt: de eerste ent groeit niet, terwijl de tweede ent wel groeit onder dezelfde omstandigheden. De eerste ent is dus dood.

De schimmel (Verhagen) en die uit het filter worden op mout-agar zwart naarmate ze ouder worden. Het is bekend dat voedingsstoffen de kleur van micro-organismen kunnen bepalen. Blijkbaar zijn in mout-agar - en ook in het trickling filter - voedingsstoffen aanwezig om zwartkleuring te veroorzaken. Dat deze stoffen niet in het medium voorkomen en wel in het filter, kan verklaard worden doordat voor het medium gedemineraliseerd water gebruikt is en voor het filter kraanwater.

6.3.5 Conclusies

1. Bij concentraties van 3.0 mg/l en hoger wordt de onderzochte schimmel volledig geïnhibeerd door pimaricin. De schimmeldodende activiteit van pimaricin neemt echter af onder invloed van zonlicht en door oxidatie met zuurstof.
2. Op mout-agar worden de schimmels na 4 à 5 dagen zwart. Op normale agar en in het medium gemaakt uit gedemineraliseerd water zijn de voedingsstoffen hiervoor niet aanwezig. In het filter kunnen deze stoffen wel aanwezig zijn, omdat daar kraanwater gebruikt wordt.

6.4 RUN II

Naar aanleiding van de gerezen vragen na de 1^e run, is in deze run de invloed van de verversingsgraad op het systeem bestudeerd door het spuibied stapsgewijs te verhogen. Om tot een vlotte opstart te komen, is de pakking uit het filter gehaald, vervolgens schoongemaakt en weer in het filter gebracht. Een kleine hoeveelheid biomassa is op de pakking achtergebleven en is als ent gebruikt.

Deze run heeft 69 dagen geduurd.

6.4.1 Condities van run II

In tabel 6.6 zijn de waarden van de parameters tijdens run II weergegeven. Deze komen ongeveer overeen met die uit run I. Gedurende deze run is de vloeistofsnelheid nagenoeg constant gebleven ($v_1 = 8.8$ m/hr). Met de gassnelheid (figuur 6.12) en de evenwichtsconcentratie (figuur 6.13, bijlage III, pagina 6b; uitklapvel) is nog wel geëxperimenteerd. De verversingsgraad is in twee stappen opgehoogd tot 0.015 hr^{-1} (figuur 6.14). De verversingsgraad uit run I (0.047 hr^{-1}) is niet ingesteld omdat inmiddels een verhoging van de eliminatiecapaciteit bereikt was. Deze verhoging is onder dezelfde omstandigheden in stand gehouden.

In bijlage III zijn alle parameters weergegeven.

Tabel 6.6: Overzicht van de ingestelde parameters tijdens run II.

parameter		grootte	
belasting	ϕ	100 - 200	[g/m ³ /hr]
gassnelheid	v_g	8 - 165	[m/hr]
vloeistofsnelheid	v_l	8.8 - 10	[m/hr]
verversingsgraad	D	0 - 0.015	[hr ⁻¹]
evenwichtsconcentratie van de vloeistof	$c_{g, \infty}$	3 - 85	[g/m ³]
temperatuur	T	27	[°C]
zuurgraad	pH	7.0	[-]

Op de 64^e dag was al duidelijk dat het filter bijna dichtgegroeid was. Omdat de dichtgroei door schimmels wordt veroorzaakt, is toen eenmalig een concentratie van 3.0 mg/l pimaricin aangelegd.

6.4.2 Resultaten van run II

Eliminatiecapaciteit

Ook in deze run zijn drie perioden te onderscheiden. In de eerste periode (dag 0 - dag 47) is de eliminatiecapaciteit vanaf het begin ongeveer constant en is gemiddeld 19 g/m³/hr (figuur 6.10). De tweede periode begint met een sterke stijging van de eliminatiecapaciteit op dag 47, wanneer in 1.5 uur de eliminatiecapaciteit toeneemt van 25 naar 47 g/m³/hr. Tot het eind van de periode II blijft de eliminatiecapaciteit op een hoge waarde. In de derde periode daalt de eliminatiecapaciteit van 58 tot 26 g/m³/hr.

Schuimvorming

Zoals figuur 6.11 aangeeft, is in de tweede periode de drukval verhoogd ten gevolge van schuimproductie. Ook in het begin van run II was al schuim in het bed aanwezig, echter pas vanaf dag 39 ontstaan grote hoeveelheden schuim. Net voor de verhoging van de eliminatiecapaciteit komt het schuim tot in het bed.

Kleur

De kleur van het filter verschuift weer van geel (dag 1 tot 5) naar donkergeel (dag 21) tot zwart (dag 39 en verder). Het schuim en de vloeistof behouden de gele kleur.

Hogere organismen

Op de 21^e dag zijn grote hoeveelheden hogere organismen in het systeem waargenomen (tabel 6.7). In batch-experimenten is bepaald dat deze organismen bij 15 en 50 mg/l nog wel, maar bij 150 mg/l niet meer vermeerderen. Zodoende is een zo hoog mogelijke concentratie ingesteld ($C_{g,0/m} = 90 \text{ g/m}^3$, figuur 6.13), en op de 35^e dag zijn geen hogere organismen meer waargenomen.

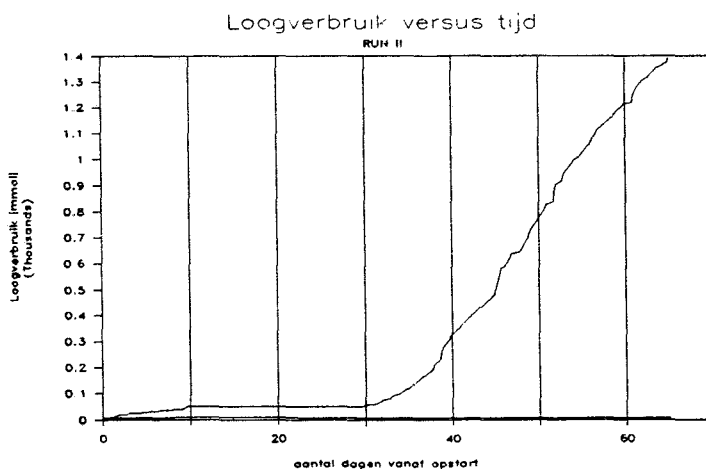
Tabel 6.7: Overzicht van de belangrijkste waarnemingen tijdens run II.

dag	kleur van de biomassa	overige waarnemingen
1	lichtgeel	vloeistof schuimig.
5	donkergeel	vlokvorming in vloeistof; vlokken bestaan uit bacteriën en hogere organismen.
9		grobbelig schuim in filterbed.
12		vloeistof helder.
21	donkergeel	bacteriën, schimmels en hogere organismen aangetoond.
35		alleen bacteriën en schimmels aangetoond.
39	zwart	schuimvorming begint; kleinbellig schuim.
48		schuimvorming tot in filterbed.
65		filterbed bijna dichtgegroeid.

Loogverbruik

Het loogverbruik is de eerste 10 dagen zeer laag geweest (< 40 mmol/dag) en van de 10^e tot de 30^e dag is geen loog verbruikt. Na dag 30 stijgt het verbruik totdat het vanaf 40^e dag 400 mmol/dag bedraagt (figuur 6.13, pagina 41).

Figuur 6.15: cumulatief loogverbruik [mmol] versus de tijd [dag].



Droge stof

Na de run is een random monster uit het filterbed genomen. Gemiddeld was 0.043 g d.s. per deeltje aanwezig. Het drogestofgehalte was 5.1%. In totaal heeft de biomassa 2020 g tolueen afgebroken en is 1550 g droge stof gevormd. De yieldcoëfficiënt is dan 0.77 g d.s./g tolueen. Een berekening met het drogestofgehalte levert op dat de biomassa een volume van 29 liter ingenomen heeft.

6.4.3 Discussie

Eliminatiecapaciteit

De eliminatiecapaciteit heeft in deze periode ongeveer dezelfde waarde als de constante waarde die in run I bereikt is. Het stapsgewijs verhogen van de verversingsgraad tot 0.015 hr^{-1} (figuur 6.14) heeft geen invloed gehad op de eliminatiecapaciteit. Dit betekent dat hier geen inhibitie optreedt door toxische metabolieten.

Tijdens de eerste run was de toestand van het filter anders. Bij run I is de spuiverhoging namelijk uitgevoerd op de 77^e dag, waarbij de biomassa zwart was. Toen was ongeveer 800 g tolueen afgebroken. In run II is de spui al op dag 27 verhoogd, bij een donkergele biomassa en was slechts 500 g tolueen afgebroken. De oorzaak van de explosieve groei in run I kan dus toch ophoping van toxische metabolieten zijn, ook al blijkt dit effect hier niet op te treden.

Op de 21^e dag is de eliminatiecapaciteit significant lager dan het gemiddelde (figuur 6.10). Toen zijn ook grote hoeveelheden hogere organismen in het filter gesignaleerd. Nadat de evenwichtsconcentratie van het ingaande gas verhoogd is naar 90 g/m^3 , zijn de eerstkomende dagen geen organismen meer gesignaleerd. Of dit effect heeft gehad op de eliminatiecapaciteit is niet duidelijk. De hogere organismen zijn aan het einde van run II - bij lagere concentraties - opnieuw gevonden.

Aan het begin van de tweede periode (dag 47) vindt de toename van de eliminatiecapaciteit tegelijkertijd plaats met het optreden van schuim in het bed (figuur 6.11). Waarschijnlijk is de benatting in het bed aanzienlijk vergroot waardoor het oppervlak waar biomassa zich kan afzetten groter is geworden en de eliminatiecapaciteit heeft kunnen stijgen. De schuimvorming wordt veroorzaakt door de afscheiding van biologische stoffen door de micro-

organismen.

Experimenten bij een lagere belasting (dag 48 en 49) hebben aangetoond dat diffusielimitering optreedt. De gas- en de vloeistofsnelheden zijn hierbij gelijk gebleven, de evenwichtsconcentratie van het ingaande gas werd ingesteld op 6.4, 13.9 en 20.3 g/m³. De eliminatiecapaciteit varieerde respectievelijk van 22 naar 37 en 47 g/m³/hr. Door de dikke biolaag treedt dus diffusielimitering op.

In de derde periode (dag 64 - dag 69) verloopt de eliminatiecapaciteit van 59 tot 26 g/m³/hr. Deze daling hoeft niet te wijten zijn aan de schimmeldodende werking van pimarin. Ook in run I trad aan het eind van de run een daling van de eliminatiecapaciteit op. De vloeistofsnelheid moest vanwege de dichtgroei tot een zeer lage waarde teruggebracht worden (2.2 m/hr), zodat het overdragende oppervlak af zal nemen. Ook zal het oppervlak kleiner worden doordat door de dichtgroei kanaalvorming optreedt.

Loogverbruik

De verhoging van de eliminatiecapaciteit op dag 47 geeft geen verandering in het loogverbruik (figuur 6.15) te zien. Hieruit blijkt dat het loogverbruik onafhankelijk is van de eliminatiecapaciteit. Wel kan een overeenkomst waargenomen worden tussen de verversingsgraad (figuur 6.14) en het loogverbruik. Bij de microbiële degradatie van toluen worden zure tussenproducten gevormd (benzoëzuur). Afvoer van deze producten kan een verschuiving van het evenwicht tussen afbraak van toluen en de afbraak van deze tussenproducten teweeg brengen, zodat een overschot aan zuur ontstaat.

Yield

De yieldcoëfficiënt is 0.77 g d.s./g toluen. Deze komt overeen met de waarde uit run I ($Y_I = 0.81$). Evenals bij run I is de vloeistof slechts gedurende een korte periode troebel geweest, namelijk van dag 5 tot 12. Ook het toevoegen van het schimmeldodend middel, veroorzaakte geen uitspoeling: de vloeistof bleef helder. Door de vezelige structuur bleef alle biomassa in het bed.

Aan het eind van de run is het volume van de biomassa 29 liter. Evenals in run I kan hierdoor de dichtgroei verklaard worden. Het verschil met het leegvolume van het filter (25 liter) valt binnen de foutenmarge.

Het drogestofgehalte van het filter is na deze run hoger dan na de eerste run (5.1% in plaats van 3.6%). De verklaring hiervoor is dat de pakking nu alleen met zwart materiaal bedekt was, terwijl bij run I een

groot deel van de biomassa uit gele biomassa met een lager drogestofgehalte (2.2%) bestond. Hierdoor kon cumulatief meer toluen afgebroken worden, voordat dichtgroei plaatsvond.

6.4.4 Conclusies

1. Het filter heeft een constante eliminatiecapaciteit gehad van $19 \text{ g/m}^3/\text{hr}$. Hierna is de eliminatiecapaciteit 17 dagen lang tussen de 45 en de $60 \text{ g/m}^3/\text{hr}$ geweest. De verhoogde eliminatiecapaciteit is het gevolg van schuim in het filterbed, waardoor de benutting verbeterde en meer oppervlakte ontstond, waarop de micro-organismen zich konden afzetten. De micro-organismen scheiden biologische stoffen uit, die de schuimvorming veroorzaken. Door de dikke biolagen treedt diffusielimitering op.
2. Het loogverbruik is evenredig met het spuidebiet en onafhankelijk van de eliminatiecapaciteit.
3. Ook in deze run treedt ophoping op. De yieldcoëfficiënt is 0.77 g d.s./g toluen en komt overeen met die uit run I. Doordat het uiteindelijke drogestofgehalte van de biomassa hoger is dan tijdens run I, kon cumulatief meer toluen worden afgebroken voordat dichtgroei optrad.
4. De stapsgewijze verhoging van de verversingsgraad tot 0.015 hr^{-1} , heeft geen effect gehad op de eliminatiecapaciteit, zodat de activiteit van de micro-organismen op het moment van de verhoging niet is geremd door ophoping van toxische metabolieten. Door de andere omstandigheden kan dit tijdens run I wel het geval zijn.

6.5 RUN III

Tijdens de derde run is pimaricin toegevoegd om schimmelgroei te voorkomen en zodoende ophoping van biomassa tegen te gaan. Om uitspoeling te bewerkstelligen zijn tevens een hoge vloeistof- en gassnelheid ingesteld. Evenals na run I, is de pakking schoongespoeld en opnieuw in het filter gebracht en heeft de overgebleven biomassa voor de ent gezorgd.

Deze run heeft 21 dagen geduurd en is toen afgebroken.

6.5.1 Conditie van run III

Omdat pimarin de schimmeldodende werking na een aantal dagen verliest, is regelmatig een nieuwe dosis toegevoegd. Hiertoe is in de beginperiode om de dag 37.5 mg pimarin op 12.5 liter procesvloeistof toegevoegd, zodat de concentratie 3.0 mg/l werd. Vanaf de 10^e dag is elke dag 50 mg pimarin toegevoegd omdat toch schimmelgroei in het filter optrad.

Op dag 14 en 15 is de belasting uitgevallen tot een niveau van 20 g/m³/hr (figuur 6.18, bijlage III, pagina 6c, uitklapvel). Op dag 16 is de toluentoevoer weer hersteld.

Tabel 6.8: Overzicht van de ingestelde waarden tijdens run III.

parameter		grootte	
belasting	Φ	165 - 215	[g/m ³ /hr]
gassnelheid	v_g	180	[m/hr]
vloeistofsnelheid	v_l	20	[m/hr]
verversingsgraad	D	0.015	[hr ⁻¹]
evenwichtsconcentratie van de vloeistof	$c_{g,o/m}$	4.2 - 4.6	[g/m ³]
temperatuur	T	21 - 25	[°C]
zuurgraad	pH	7.0	[-]

6.5.2 Resultaten van run III

Eliminatiecapaciteit

De eliminatiecapaciteit steeg op de eerste dag naar 54 g/m³/hr, was gedurende drie dagen zo'n 30 g/m³/hr en steeg op dag 5 wederom naar 54 g/m³/hr (figuur 6.16). Hierna varieerde de eliminatiecapaciteit tussen 40 en 55 g/m³/hr en steeg uiteindelijk naar 65 g/m³/hr. Na 21 dagen is deze run afgebroken, het filter was toen nog niet dichtgegroeid.

Schuimvorming

Terwijl op de eerste dag slechts weinig schuim in het filter aanwezig is, is het filterbed op de 5^e dag tot de top gevuld met schuim van kleine belletjes (diameter = ± 1 mm). Dit veroorzaakte de grote drukval die toen optrad (figuur 6.17). Hierna verdwijnt het schuim langzaam uit het filter

en zakt de drukval.

Kleur

Opnieuw treedt de kleurverschuiving van helgeel (dag 1 - 5) naar donkergeel (dag 13) en zwart (dag 21) op (tabel 6.9).

Loogverbruik

Het loogverbruik was onregelmatig omdat de medium-toevoer door het schuim slecht functioneerde.

Droge stof

Na de run was 0.023 g d.s. per deeltje aan biomassa aanwezig. Het drogestofgehalte was 4.5%. Dit betekent dat in totaal 830 g d.s. biomassa in het filter was en dat deze biomassa een volume innam van 18 liter.

De gemiddelde eliminatiecapaciteit is $47 \text{ g/m}^3/\text{hr}$, zodat de cumulatieve afbraak na 21 dagen 985 g toluen bedraagt. De yieldcoëfficiënt is dan 0.84 g d.s./g toluen.

Tabel 6.9: Overzicht van de belangrijkste waarnemingen tijdens run III.

dag	kleur van de biomassa	overige waarnemingen
1 - 5	geel	troebele vloeistof met vlokken. vlokken bestaan alleen uit bacteriën.
10		schimmel in filter gesignaleerd.
13	donkergeel	vloeistof weer helder.
21	zwart	

6.5.3 Discussie

Eliminatiecapaciteit

Afgezien van schommelingen in de eerste dagen bereikt de eliminatiecapaciteit gedurende 16 dagen een waarde van 50 à $60 \text{ g/m}^3/\text{hr}$ (figuur 6.16). Wat de piek van de eliminatiecapaciteit op de eerste dag veroorzaakt, is onduidelijk.

Evenals bij run II valt op dat de eliminatiecapaciteit en de drukval (figuur 6.17) tegelijkertijd toenemen. Een verbeterde benutting door het schuim, en zodoende meer oppervlakte waarop de bacteriën zich beter kunnen

afzetten, is waarschijnlijk de oorzaak. De eliminatiecapaciteit handhaaft zich daarna op hetzelfde niveau, terwijl de schuimvorming minder wordt. De biomassa blijft blijkbaar toelaten degraderen, ook al wordt de biolaag niet meer bevochtigd door het schuim. Dit komt omdat de gasstroom volledig bevochtigd is en de biomassa dus niet uitdroogt. De aan- en afvoer van nutriënten en reactieproducten zal dan via diffusie in de biolaag moeten verlopen.

Bij de opstart van een bio-trickling filter kan gebruik gemaakt worden van deze schuimvorming. Door bij de opstart de pakking volledig te benatten, wordt het oppervlak dat door de micro-organismen bezet wordt maximaal en zal het filter een hoge eliminatiecapaciteit hebben. Hoelang deze toestand aan kan houden, is afhankelijk van de aan en afvoer van nutriënten en reactieproducten. Bij zuurvormende micro-organismen zal de biomassa snel inactief raken, terwijl dit bij micro-organismen die geen toxische metabolieten vormen, wellicht kan uitblijven.

Pimaricin

Vanaf de 10^e dag zijn wederom schimmels in het systeem aanwezig. Een hogere dosis pimaricin heeft de schimmelgroei niet kunnen tegengaan. Een gewinningseffect zou hiervan de oorzaak kunnen zijn. Door de instabiliteit van pimaricin in water en het gewinningseffect dat optreedt, is pimaricin geen goede oplossing om schimmelgroei in een bio-trickling filter tegen te gaan.

In de praktijk kan het voorkomen dat schimmels van buitenaf in het trickling filter komen en daar leven op de afbraakproducten van de andere micro-organismen. Wanneer in de praktijk schimmels voorkomen in een trickling filter en dichtgroei gevreesd wordt, zal ingegrepen moeten worden met een krachtig schimmeldodend middel. Uitspoeling na dichtgroei is, zoals gezien in run II, waarschijnlijk niet mogelijk, zodat schoonmaken van het pakkingsmateriaal het enige alternatief is. Op industriële schaal is dit ondoenlijk.

Yield

Door toevoeging van pimaricin ontstaat uitspoeling: de vloeistof blijft langer troebel dan tijdens run I en II (tabel 6.10). Nadat op de 10^e dag weer schimmels worden waargenomen wordt de vloeistof echter weer helder (dag 13). Toch betekent dit dat wanneer geen schimmels aanwezig zijn, dichtgroei voorkomen moet kunnen worden. Een experiment waarin alleen geënt wordt met bacteriën zal dit in de toekomst moeten bevestigen.

Tabel 6.10: Periode dat de vloeistof troebel is geweest.

	aantal dagen	percentage van de totale tijd
run I	8	9%
run II	7	10%
run III	12	57%

Uiteindelijk heeft er bijna geen uitspoeling plaatsgevonden; de yield-coëfficiënt was 0.84 g d.s./ g tol. en komt overeen met die uit run I en II. Toch kon de biomassa ± 60% van de tijd (tabel 6.10) afgevoerd worden via de vloeistof. Hieruit volgt dat de biomassa ook vanuit de vloeistof onvoldoende wordt afgevoerd. De afvoer van biomassa in dit trickling filter moest plaatsvinden via het diepste punt van het filter, waar biomassa kon bezinken of via de spui. Tijdens run I, II en III is nooit waargenomen dat biomassa in dit diepste punt bezonk. Vanwege het lage spuidebiet kan op deze manier ook weinig biomassa afgevoerd worden. Dit verklaart dus dat de yield-coëfficiënt bij run I toch zo hoog is. Een betere afvangst van biomassa uit de vloeistof is nodig.

6.5.4 Conclusies

1. De eliminatiecapaciteit is 50 à 60 g/m³/hr geweest. Deze waarde is aangetoond terwijl geen schuim meer in het bed aanwezig was. Evenals in run II, was schuimvorming de aanzet tot een sprong van de eliminatiecapaciteit.
2. De biolaag wordt niet gedeactiveerd, wanneer geen bevochtiging meer plaatsvindt door het schuim. Dit principe kan toegepast worden om bij de opstart een hoge eliminatiecapaciteit te bereiken.
3. Door toevoeging van pimarinon ontstaat uitspoeling. Dit betekent dat wanneer er geen schimmels aanwezig zijn, dichtgroei voorkomen moet kunnen worden. Een experiment waarin alleen geënt wordt met bacteriën zal dit in de toekomst moeten bevestigen.
4. Ook vanuit de vloeistof is de biomassa onvoldoende afgevoerd. De yieldcoëfficiënt was namelijk 0.84 g d.s./g tolueen en is in overeenstemming met de waarden uit run I en II. Er is geen of slechts weinig biomassa bezonken. Aanpassing van het gebruikte trickling filter is dan ook nodig om een betere afscheiding vanuit de vloeistof te bewerk

stelligen.

5. Na 10 dagen zijn schimmels in het systeem ontdekt, hoewel om de dag de pimaricin-concentratie op 3.0 mg/l gebracht is. Een gewinningseffect zal waarschijnlijk de oorzaak zijn dat de schimmelgroei toch doorgezet heeft. Vanwege de instabiliteit en het gewinningseffect dat optreedt, is pimaricin niet geschikt om schimmelgroei in een bio-trickling filter op praktijkschaal tegen te gaan.

6.6 STOFOVERDRACHT

In hoofdstuk 5 zijn de resultaten gepresenteerd van metingen van het stofoverdrachtsproduct van de pakking zonder biolaag. Tijdens de bedrijfsvoering van het filter zijn experimenten uitgevoerd om $k'_{O1} \cdot a_S$ van de pakking met biolaag te meten. In dit hoofdstuk worden deze experimenten besproken en vergeleken met de resultaten uit hoofdstuk 5.

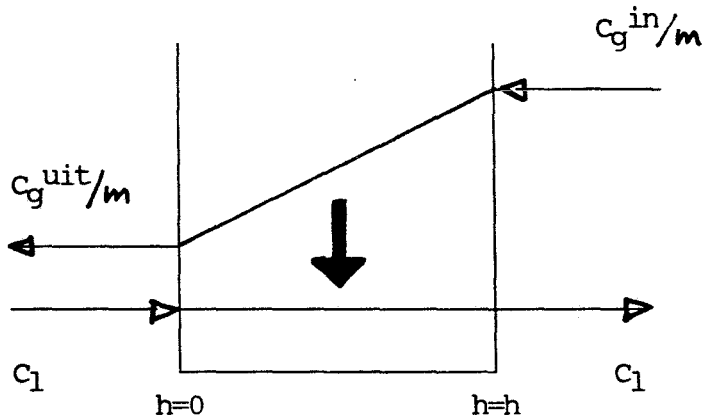
6.6.1 Relaties

Voor het trickling filter geldt dat de afgebroken hoeveelheid toluen gelijk moet zijn aan de overgedragen hoeveelheid. Wanneer de aanname gemaakt wordt dat de concentratie van de vloeistof overal in het filter gelijk is en de andere aannamen uit § 5.1 gehandhaafd blijven, kan de volgende relatie afgeleid worden:

afbraak = overdracht

$$F_g \cdot (c_g^{in} - c_g^{uit}) = k'_{O1} \cdot a_S \cdot V_r \cdot \frac{c_g^{in/m} - c_g^{uit/m}}{\ln \frac{c_g^{in/m} - c_l}{c_g^{uit/m} - c_l}} \quad (6.2)$$

Figuur 6.17: Concentratieprofiel over de hoogte van het filter.



Met relatie 6.2 in een iets andere vorm kan door de conversie en de vloeistofconcentratie te meten, $k'_{O1} \cdot a_S$ bepaald worden:

$$k'_{O1} \cdot a_S = \frac{F_g \cdot m}{V_r} \cdot \ln \frac{c_g^{in}/m - c_l}{(1-x) \cdot c_g^{in}/m - c_l} \quad (6.3)$$

Relatie 6.3 en relatie 5.5 (hoofdstuk 5) gaan uit van concentraties aan de in- en uitgang van het systeem. Menging wordt verwaarloosd. Vooral bij grote concentratieverschillen in de vloeistof gaat menging een rol spelen. In de waskolom komt dit voor bij grote ϵ en dan zal menging de gemeten waarde van $k'_{O1} \cdot a_S$ beïnvloeden. In het bio-trickling filter wordt het concentratieverschil onderdrukt door recirculatie en zal de invloed van menging op $k'_{O1} \cdot a_S$ kleiner zijn. Toepassen van de gemeten $k'_{O1} \cdot a_S$ in het trickling filter zal dan tot fouten leiden. Het verdient dan ook de aanbeveling om in de toekomst, voor zowel de waskolom als voor het bio-trickling filter, modellen te gebruiken die menging beschrijven. Een voorbeeld van zo'n model is het cascade-model.

6.6.2 De experimenten

In totaal zijn 13 experimenten voor de bepaling van $k'_{O1} \cdot a_S$ uitgevoerd. Deze experimenten zijn verdeeld over de drie runs en zijn bij verschillende gas- en vloeistofsnelheden uitgevoerd (tabel 6.11).

Tabel 6.11: Overzicht van de experimenten.

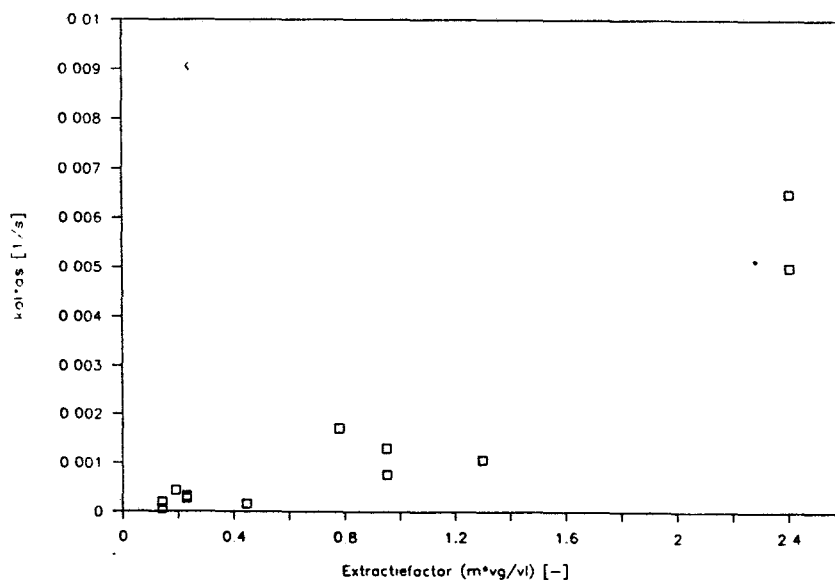
experiment	run	dag	v_g [m/hr]	v_l [m/hr]	ϵ [-]	Opmerkingen
1	I	19	12	22	0.14	
2	I	22	12	22	0.14	
3	I	28	12	7	0.45	
4	I	42	45	9	1.3	
5	I	72	8	11	0.19	
6	I	72	33	11	0.78	
7	II	34	8	9	0.23	
8	II	35	8	9	0.23	
9	II	69	33	9	0.95	schuim
10	II	69	33	9	0.95	schuim
11	III	3	185	20	2.4	
12	III	6	185	20	2.4	schuim
13	III	20	185	20	2.4	schuim

Bij elk experiment is de concentratie van de vloeistof uit de stijgbuis van het filter bepaald. Het stofoverdrachtsproduct is berekend uit relatie 6.3. Bij elk experiment is met een foutenanalyse de fout in de berekende waarde van $k_{O_1}' \cdot a_s$ bepaald.

6.6.3 Resultaten

De gemeten waarden voor $k_{O_1}' \cdot a_s$ variëren tussen $6 \cdot 10^{-5}$ en $3 \cdot 10^{-2} \text{ s}^{-1}$ (figuur 6.19). De meetfout is groot bij de experimenten (tussen de 14 en 100%).

Figuur 6.19: $k_{O_1}' \cdot a_s$ van pakking met biolaag bij verschillende v_g en v_l .



6.6.4 Discussie

De gemeten waarden van $k'_{O1} \cdot a_S$ hebben bij een lage gassnelheid een meetfout die groter is dan 100%. Vanwege de grote fout nemen we deze waarden niet mee. In tabel 6.11 worden de overgebleven meetwaarde vergeleken.

Tabel 6.11: Vergelijking van meetwaarden van $k'_{O1} \cdot a_S$ met en zonder biolaag.

experiment	ϵ	$k'_{O1} \cdot a_S [10^{-3} s^{-1}]$		overeenkomst	factor [-]
		met biolaag	zonder biolaag		
4	1.3	1.1 ± 0.4	4 ± 1	-	4
6	0.78	1.7 ± 1.5	4 ± 1	+	2
9 schuim	0.95	1.3 ± 0.4	1.5 ± 0.5	+	1.2
10 schuim	0.95	0.8 ± 0.3	1.5 ± 0.5	+	2
11	2.4	7 ± 3	11 ± 1	+	1.6
12 schuim	2.4	5.0 ± 0.7	11 ± 1	-	2
13 schuim	2.4	30 ± 24	11 ± 1	+	0.36

Uit de tabel blijkt dat bij 5 van de 7 experimenten geen verschil gemeten is tussen pakking met of zonder biolaag. Of de $k'_{O1} \cdot a_S$ overeenkomen, is bepaald door de waarden onderling te vergelijken met inbegrip van de fout. Hoewel er overeenkomst is, kunnen de waarden ten gevolge van de meetfout tot een factor 3 verschillen. De grote meetfout is inherent aan deze meting van het stofoverdrachtsproduct.

Verder is ook geen verschil gemeten tussen $k'_{O1} \cdot a_S$ in het trickling filter met en zonder schuimvorming. Door de grote meetfout overlappen de verschillende waarden.

6.6.5 Conclusies

1. Er is een overeenkomst gemeten tussen de waarden van het stofoverdrachtsproduct $k'_{O1} \cdot a_S$ van pakking met en zonder biolaag. Toch kunnen de waarden een factor 3 verschillen ten gevolge van de geïntroduceerde meetfout. De meetfout in $k'_{O1} \cdot a_S$ is groot ten gevolge van de berekeningswijze.
2. De invloed van het schuim op $k'_{O1} \cdot a_S$ is niet kunnen meten. Ook hier treedt

door de grote meetfout overlap op,

3. Door het gebruik van een model waarin menging verwaarloosd wordt, ontstaat bij hoge ϵ een fout wanneer de in een waskolom gemeten $k_{O1}^1 \cdot a_S$ toegepast wordt in een trickling filter.

7 VERGELIJKING MET DE AFBRAAK VAN TOLUEEN IN BIOFILTERS

Bij biofilters is een eliminatiecapaciteit van 25 - 30 g/m³/hr bereikt. In het trickling filter is een eliminatiecapaciteit van 50 - 60 g/m³/hr gerealiseerd. Bij het trickling filter traden echter verschijnselen als dichtgroei en schuimvorming op.

De dichtgroei is veroorzaakt door een schimmel, die met zijn vezelige structuur de biomassa in het bed houdt. Een experiment met een schimmel-dodend middel toonde aan dat zonder schimmel een zeer troebele vloeistof ontstond en dus uitspoeling optrad. Dit betekent dat een trickling filter zonder schimmel ook voor de degradatie van toluene tot een stabiel systeem zou kunnen leiden. Nader onderzoek moet dit uitwijzen. In biofilters is bij dezelfde schimmel geen dichtgroei waargenomen.

Schuimvorming veroorzaakt een grote drukval in het trickling filter. De schuimvorming wordt veroorzaakt door de micro-organismen, die biologische stoffen afscheiden. De reden van deze afscheiding is nog onduidelijk. Ook schuimvorming is niet voorgekomen in biofilters. In hoeverre schuimvorming voorkomen kan worden is nog onbekend.

Voor het trickling filter zijn organismen gebruikt met een hoge maximale groeisnelheid (0.27 hr⁻¹). In biofilters zijn tot nog toe micro-organismen met lagere groeisnelheden gebruikt (0.024 hr⁻¹). Toepassen van de micro-organismen met de hoge groeisnelheid zou in een biofilter wellicht tot een verhoogde afbraakcapaciteit kunnen leiden.

De afbraak van toluene in een trickling filter kan perspectief bieden wanneer de dichtgroei en schuimvorming overwonnen worden. De hogere eliminatiecapaciteit van het bio-trickling filter moet opwegen tegen de hogere investeringskosten van zo'n filter. Ook biofilters kunnen met micro-organismen met een hogere groeisnelheid wellicht een grotere afbraakcapaciteit bereiken.

1. In het bio-trickling filter waarin toluen is afgebroken, is een eliminatiecapaciteit gerealiseerd van 50 - 60 g/m³/hr. Deze eliminatiecapaciteit is bereikt onder de volgende condities:

Superficiële gassnelheid	v_g	180	[m/hr]
Superficiële vloeistofsnelheid	v_l	20	[m/hr]
Ingangconcentratie van de gasfase	$C_{g,0}$	1.1	[g/m ³]
Verversingsgraad	D	0.015	[hr ⁻¹]
Temperatuur	T	21 - 25	[°C]
Zuurgraad	pH	7.0	[-]

Voor de afbraak van toluen was een mengsel van 6 micro-organismen verantwoordelijk. Dit mengsel bevatte 4 verschillende bacteriestammen, een gist en een schimmel en had een maximale groeisnelheid van 0.27 hr⁻¹. Keramische Novalux Torus-zadels met een diameter van 0.5 inch zijn als pakking gebruikt.

2. In het trickling filter trad ophoping van biomassa op, waardoor het filter dichtgroeide. De dichtgroei werd veroorzaakt door schimmels, die met hun vezelige structuur de biomassa in het gepakt bed vasthielden. Dichtgroei is ongewenst omdat hierdoor het filter niet stationair bedreven kan worden. Achteraf schoonmaken van de pakking is op industriële schaal ondoenlijk.
3. Door bij de opstart pimaricin, een schimmeldodend middel, toe te voegen, is schimmelgroei tegengegaan en trad de gewenste uitspoeling op: de vloeistof was troebel. Wanneer de schimmel niet aanwezig is, hoeft een bio-trickling filter waarin toluen wordt afgebroken, niet dicht te groeien. Nader onderzoek moet dit uitwijzen.
4. Ook bij een troebele vloeistof kon te weinig biomassa afgevoerd worden. Aanpassing van het systeem waardoor een betere afvangst van biomassa uit de vloeistof optreedt, is nodig.
5. Een verhoging van de verversingsgraad van de vloeistof tot 0.047 hr⁻¹ veroorzaakte een stijging van de eliminatiecapaciteit van het filter. Een verklaring hiervoor is dat de activiteit geremd werd door het optreden van toxische metabolieten. Bij een stapsgewijze verhoging van de verversingsgraad tot 0.015 hr⁻¹ trad echter geen stijging op. De

biomassa was toen echter minder lang in het filter, zodat de omstandigheden anders waren.

6. Schuimvorming veroorzaakte een verhoging van de eliminatiecapaciteit van het filter. Een verklaring is dat door het schuim in het bed de benatting toeneemt door het schuim in het bed en dat zo meer vestigingsplaatsen voor de micro-organismen beschikbaar zijn. Wanneer het schuim weer verdwijnt, zakt de eliminatiecapaciteit niet. Dit betekent dat de micro-organismen niet uitdrogen, omdat de gasstroom volledig bevochtigd is. Dit kan bij de opstart gebruikt worden om tot een hoge eliminatiecapaciteit te komen. Wanneer het filter stationair is, is schuimvorming ongewenst vanwege de hoge drukval. De micro-organismen veroorzaken de schuimvorming door het afscheiden van biologische stoffen. De preciese reden van deze afscheiding is nog onduidelijk. Onderzoek hiernaar is gewenst.
7. Pimaricin werkt bij concentraties van 3.0 mg/l en hoger als een schimmeldodend middel. De activiteit van pimaricin neemt echter af onder invloed van zonlicht en door oxidatie met zuurstof. Ook treedt een gewenningseffect op. Vanwege deze effecten is pimaricin niet geschikt voor toepassingen in bio-trickling filter op praktijkschaal.
8. Het stofoverdrachtsproduct $k'_{O_1} \cdot a_S$ van Novalux Torus-zadels van 0.5 inch is in een waskolom bepaald bij superficiële gassnelheden van 9 tot 180 m/hr en vloeistofsnelheden van 2 tot 20 m/hr. Hierbij is het model van ideale tegenstroom gebruikt. Het stofoverdrachtsproduct variëerde tussen 0.0015 en 0.011 s⁻¹. De correlatie van Onda gaf een goede beschrijving van de meetresultaten.
9. Ook het stofoverdrachtsproduct in het bio-trickling filter is met het model van ideale tegenstroom bepaald. De waarden van $k'_{O_1} \cdot a_S$ in de waskolom en in het bio-trickling filter kwamen overeen, maar door de grote meetfout kunnen de waarden echter een factor 3 verschillen. De meetfout is inherent aan de meetmethode van $k'_{O_1} \cdot a_S$ in het bio-trickling filter. Daarbij introduceert het model waarmee de $k'_{O_1} \cdot a_S$ bepaald is een fout door menging te verwaarlozen. Vooral bij hoge extractiefactoren wordt het $k'_{O_1} \cdot a_S$ in de twee systemen verschillend beïnvloed door menging en zal een fout optreden.

10. In batchcultures is een maximale afbraakcapaciteit van de biolaag van $130 \text{ g/m}^3/\text{hr}$ gemeten. Het verschil tussen de werkelijke eliminatiecapaciteit kan verklaard worden door diffusielimitering.
11. In het dichtgegroeide filter is slechts 2% van de biolaag actief materiaal. Deze waarde kan verhoogd worden door ophoping van micro-organismen tegen te gaan.
12. In vergelijking tot biofilters bereikt het bio-trickling filter voor toluene een verdubbeling van de eliminatiecapaciteit. De problemen van schuimvorming en dichtgroei treden niet op in een biofilter. Zonder oplossing voor deze problemen is het bio-trickling filter voor toluene-afbraak niet concurrerend. De dichtgroei zal waarschijnlijk uitblijven wanneer het trickling filter alleen met bacteriën geënt wordt. In hoeverre schuimvorming tijdens de bedrijfsvoering voorkomen kan worden, is nog onbekend. Wel zal bij het bio-trickling filter de hogere eliminatiecapaciteit altijd op moeten wegen tegen de hogere investeringskosten van zo'n filter.
13. In biofilters kan wellicht een hogere afbraak bereikt worden door toepassing van organismen met een hogere maximale groeisnelheid. De micro-organismen die in het bio-trickling filter gebruikt zijn, hebben een maximale groeisnelheid die een factor 10 groter is dan die tot nog toe in biofilters gebruikt zijn.

- Claessen, J.M. (1982). Zuivering van afgas met organische verontreinigingen in een biologisch filter, afstudeerverslag TH Eindhoven.
- Claus, D. and Walker, N. (1964). The decomposition of toluene by soil bacteria, *J. Gen. Microbiol.*, 36, p. 107
- Coulson, J.M. and Richardson, J.F. (1978). *Chemical Engineering*, vol II, p. 529-582.
- Dagley, S. (1981). New perspectives in aromatic catabolism. In: *Microbial degradation of xenobiotic and recalcitrant compounds*, p. 181-188. Ed. T. Leisinger, A.M. Cook, R. Hutter and J. Nuesch. Academic Press, London.
- Dekker, J. (1969). Antibiotics, In *Fungicides*, Ed. Torgeson, P.C., vol II, p.580-625.
- Durlinger I.M.M. (1982). Verwijdering van organische verontreinigingen uit lucht met behulp van een biologisch filter, afstudeerverslag TH Eindhoven.
- Furukawa, K et al. (1983). Common induction and regulation of biphenyl, xylene/toluene, and salicylate catabolism in *Ps. paucimobilis*. *J. Bacteriol.* 154: 1356-1362.
- Gibson, D.T. (1972). The microbial oxydation of aromatic hydrocarbons. *CRC Crit. Rev. Microbiol.* 1: 199-223.
- Gist Brocades (1968), Uebersicht über die Verwendung von Pimaricin ausserhalb der Medizin.
- Heijnen, J.J. (1984). Biological industrial waste watertreatment minimizing biomass production and maximizing biomass concentration, Proefschrift, Uitgev. Delft Univ. Press.
- Janssen, D.B. en Keuning, S. (1987). Microbiologische afbraak van zwarte en prioritaire stoffen voor het milieubeleid, RUG/Min. v. VROM, p. 236-243.
- Kempenaars F.J.C.M. (1984). Proceskundige aspecten van de verwijdering van organische componenten uit lucht met behulp van een biologisch filter, afstudeerverslag TH Eindhoven.
- Kinsky, S.C. (1967), Polyene antibiotics; In *Antibiotics*, vol. I, Ed. Gottlieb, D. and Shaw, P.D., Springer, Berlin, p. 122-141.
- Kitagawa, M. (1956). Studies on the oxidation mechanisms of methyl groups, *J. Biochem.*, (Tokyo), 43, p. 533.
- Kuipers
- Michaelis, L. and Menten, M.L., (1913). Die kinetiek der Invertinwirkung; *Biochem. Z.*; 49; p. 333-369.
- Monod, J. (1949). The growth of bacterial cultures; *Ann. Rev. Microbiol.*;

3; p. 371-394.

- Nozaka, J. (1969). Metabolism of hydrocarbons in microorganisms. II Degradation of toluene by cell free extracts of *PS. mildenbergii*, *Agr. Biol. Chem.*, 33, p. 962.
- Peereboom, J.W. Copius en Reijnders, L. (1986). Hoe gevaarlijk zijn milieugevaarlijke stoffen?, Uitg. Boom, p. 44-56.
- Semmelbauer, R. (1967). Die Berechnung der Schütthöhe bei Absorptionsvorgängen in Füllkörperkolonnen, *Chem. Eng. Sci.* 22, p. 1237.
- Verhagen, H.G.M. (1981). De eliminatie van organische componenten uit lucht met behulp van een biologisch filter; afstudeerverslag, TH-Eindhoven.
- Whitman, W.G. (1923). The two-film theory of absorption, *Chem. Met. Eng.* 29, p. 147.

BIJLAGEN:

I.	Processchema en technische gegevens bio-trickling filter.	2
II.	Processchema en technische gegevens trickling filter (stofoverdracht).	4
III.	Overzicht van figuren uit bijlage III	6
	Uitklapvellen	7
	Figuren	10
IV.	Foutenanalyses.	21
V.	Gegevens van stofoverdrachtsmetingen.	25
VI.	Gegevens van experimenten ter bepaling van de maximale groeisnelheid.	29
VII.	De verdelingscoëfficiënt als functie van de temperatuur.	33
VIII.	De instelling van de gaschromatograaf.	34
IX.	Figuur rädertiere.	35

BIJLAGE I: PROCESSHEMA EN TECHNISCHE GEGEVENS BIO-TRICKLING FILTER

Gepakt bed

Beddiameter : 0.225 m
Bedhoogte : 1.05 m
Bedvolume : 0.041 m³

Pakking : Novalux Torus-zadels
 d_p : 0.0125 m (0.5 inch)
Specifiek oppervlak : $622 \cdot 0.71/0.61 = 761 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (gecorrigeerd voor de gemeten en de opgegeven porositeit).
Deeltjesdichtheid : $742000 \cdot 0.71/0.61 = 864000 \text{ deeltjes/m}^3$ (gecorrigeerd voor gemeten en opgegeven porositeit).
Deeltjes in filter : $864.000 \cdot 0.041 = 36.000 \text{ deeltjes}$

Rotameters

gas : FP - 1 - 35 - G - 10/80
: vlotter GSVT - 64
vloeistof : FP - 3/4 - 27 - G - 10/80
: vlotter GSVT - 56

pH-regeling

Radiometer "Titrator TIT 1 c"
loog : 1 en 5 M natronloog

Pompen

circulatiepomp : Jabsco
: max debiet 10 l/min
spuipomp : DCL
: max debiet 525 ml/hr

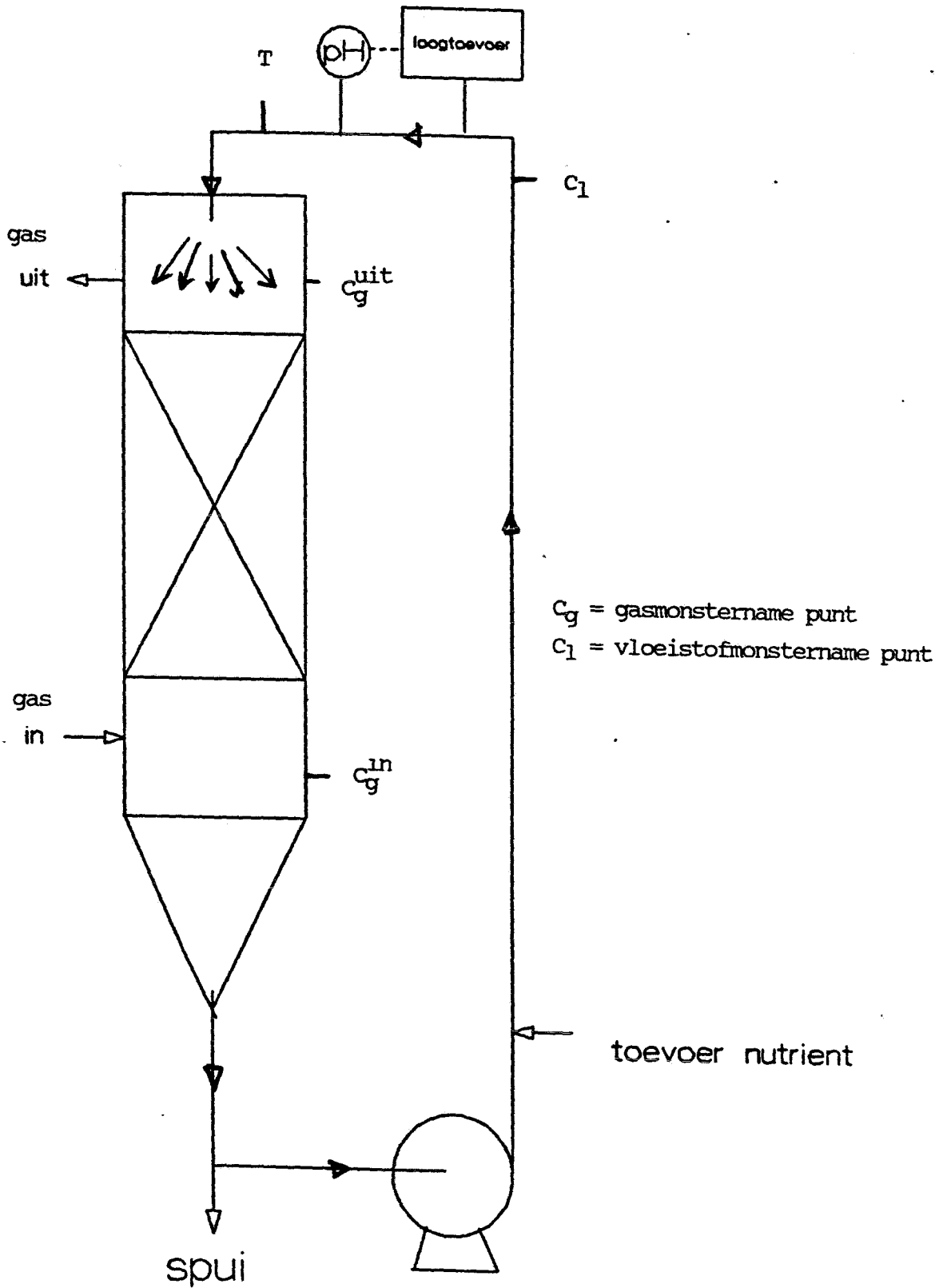


Fig 1 : Processchema biotricklingfilter

BIJLAGE II: PROCESSHEMA EN TECHNISCHE GEGEVENS TRICKLING FILTER
(STOFOVERDRACHT)

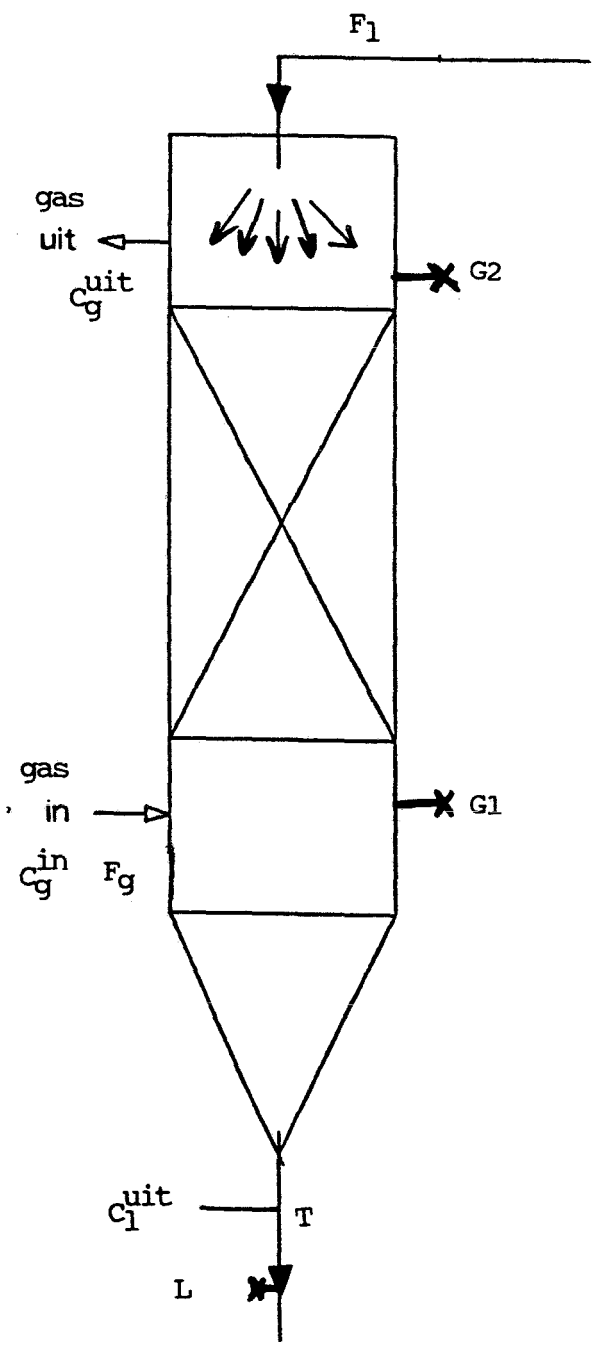
Gepakt bed

Beddiameter : 0.30 m
Bedhoogte : 0.80 m
Bedvolume : 0.0586 m³

Pakking : Novalux Torus-zadels
 d_p : 0.0125 m (0.5 inch)
Specifiek oppervlak : $622 \cdot 0.71/0.61 = 761 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (gecorrigeerd voor de
gemeten en de opgegeven porositeit).
Deeltjesdichtheid : $742000 \cdot 0.71/0.61 = 864000 \text{ deeltjes}/\text{m}^3$ (gecor-
rigeerd voor gemeten en opgegeven porositeit).
Deeltjes in filter : $864.000 \cdot 0.041 = 36.000 \text{ deeltjes}$

Rotameters		Max.debiet
water	: FP-3/4-27-G-10/80 met vlotter GSVT 56	(0.613m ³ /hr)
	: D055 met vlotter GSVT 56	(1.703m ³ /hr)
lucht	: FP-1-35-G-10/80 met vlotter GSVT 64	(50.8 m ³ /hr)
	: FP-1-27-G-10/80 met vlotter GSVT 64	(31.8 m ³ /hr)
	: FP-1/2-17-G-10/80 met vlotter GSVT 64	(3.25 m ³ /hr)

PROCESSSCHEMA TRICKLING FILTER (STOFOVERDRACHT)



BIJLAGE III: RESULTATEN VAN RUN I, II EN III.

Uitklapvel run I

Uitklapvel run II

Uitklapvel run III

RUN I

Figuur 1a: Eliminatiecapaciteit vs tijd. (Bepaling oppervlakte).

Figuur 1b: Eliminatiecapaciteit vs tijd.

Figuur 2: Gassnelheid vs tijd.

Figuur 3: Vloeistofsnelheid vs tijd.

Figuur 4: Verversingsgraad vs tijd.

Figuur 5: Evenwichtsconcentratie ($C_{g,0}/m$) vs tijd.

Figuur 6: Belasting vs tijd.

Figuur 7: Temperatuur vs tijd.

RUN II

Figuur 1: Drukval vs tijd.

Figuur 2: EC vs tijd.

Figuur 3: Gassnelheid vs tijd.

Figuur 4: Vloeistofsnelheid vs tijd.

Figuur 5: Evenwichtsconcentratie vs tijd.

Figuur 6: Verversingsgraad vs tijd.

Figuur 7: Belasting vs tijd.

Figuur 8: Temperatuur vs tijd.

Figuur 9: Loogverbruik vs tijd.

RUN III

Figuur 1: Drukval vs tijd.

Figuur 2a: EC vs tijd.

Figuur 2b: EC vs tijd. (Oppervlakte-bepaling).

Figuur 3: Vloeistofsnelheid vs tijd.

Figuur 4: Loogverbruik vs tijd.

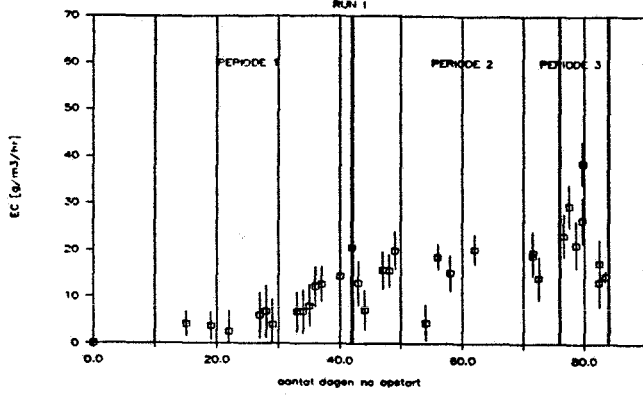
Figuur 5: Temperatuur vs tijd.

Figuur 6: Evenwichtsconcentratie vs tijd.

Figuur 7: Belasting vs tijd.

Figuur 8: Initiële pimaricinconcentratie vs tijd.

Eliminatiecap. versus verstreken tijd



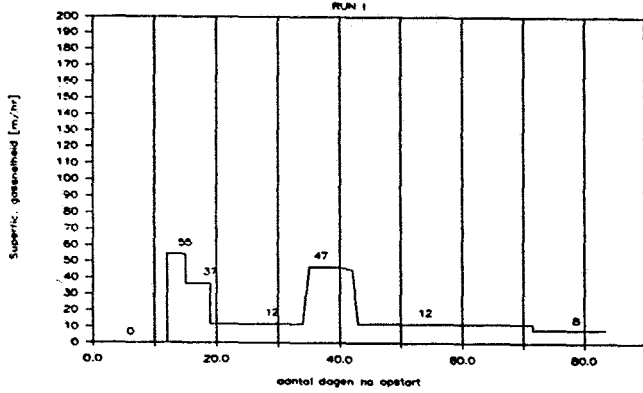
Figuur 6.1: Eliminatiecapaciteit [g/m³/hr] versus tijd [dag].

Periode 1: dag 0 - 42

Periode 2: dag 42 - 76

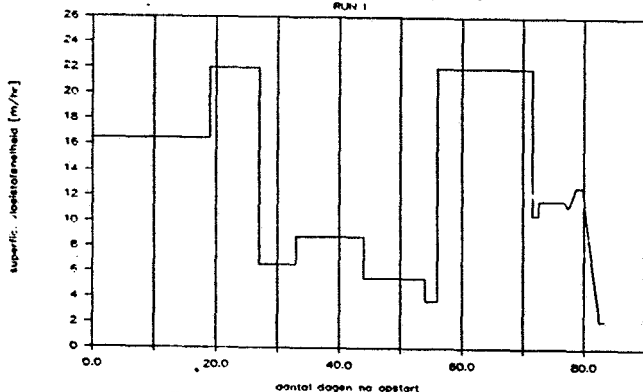
Periode 3: dag 76 - 84

Gassnelheid versus verstreken tijd



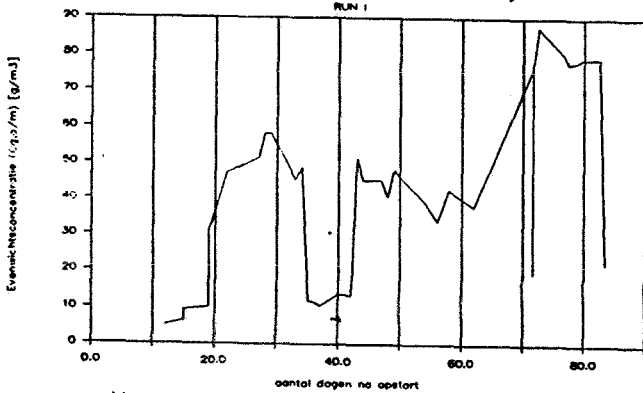
Figuur 6.2: Superficiële gassnelheid [m/hr] versus tijd [dag].

Vloeistofsnelh. versus tijd



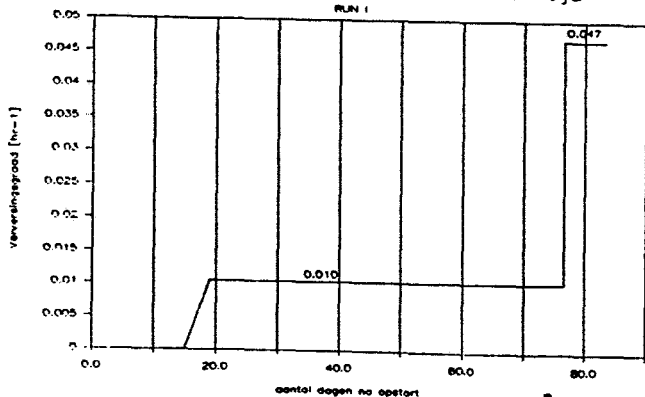
Figuur 6.3: Superficiële vloeistofsnelheid [m/hr] versus tijd [dag].

Evenwichtsconcentratie vs. tijd



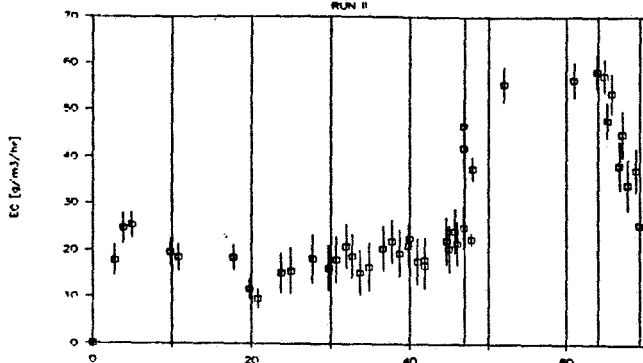
Figuur 6.4: Evenwichtsconcentratie van het ingaande gas (C_{g,0/m}) [g/m³] versus tijd [dag].

Verversingsgraad versus verstreken tijd



Figuur 6.5: Verversingsgraad [hr⁻¹] versus tijd [dag].

Eliminatiecapaciteit vs tijd



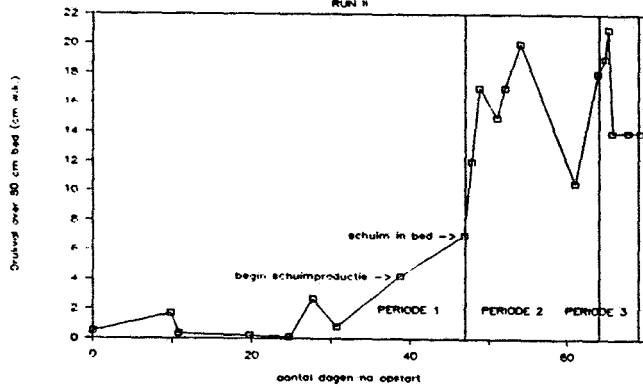
Figuur 6.10: Eliminatiecapaciteit [$\text{g}/\text{m}^3/\text{hr}$] versus tijd [dag].

Periode 1: dag 0 - 47

Periode 2: dag 47 - 64

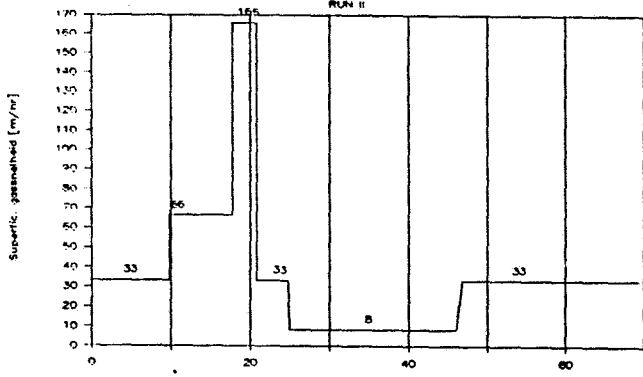
Periode 3: dag 64 - 69

Drukval over 80 cm filterbed vs tijd



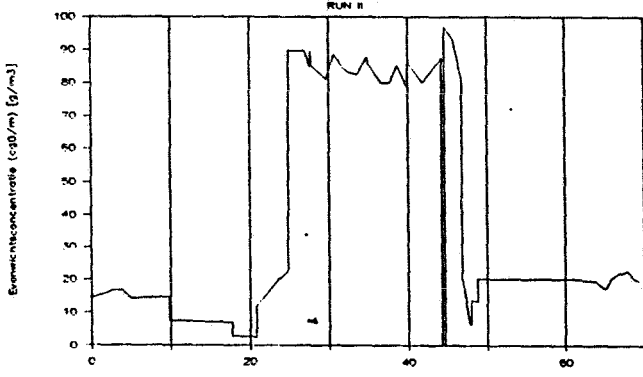
Figuur 6.11: Drukval [cm w.k.] versus tijd [dag].

Gassnelheid versus verstreken tijd



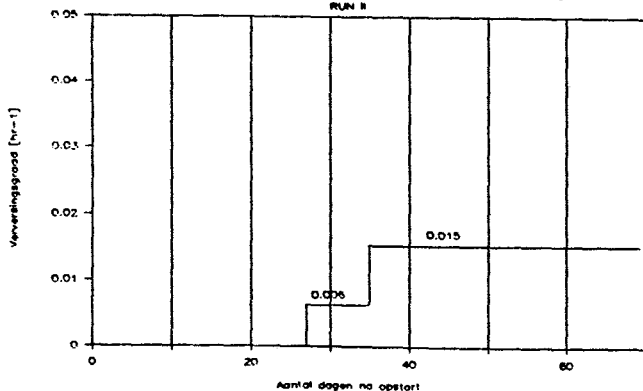
Figuur 6.12: Superficiële gassnelheid [m/hr] versus tijd [dag].

Evenwichtskonzentratie vs tijd



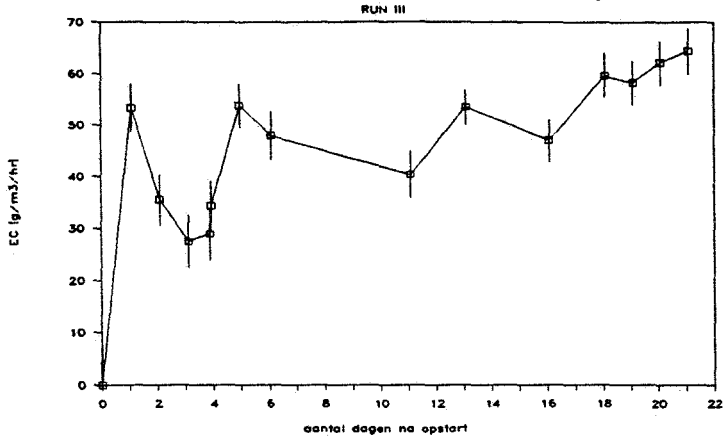
Figuur 6.13: Evenwichtskonzentratie ($C_{g,0}/\text{m}$) [g/m^3] versus tijd [dag].

Verversingsgraad versus verstreken tijd



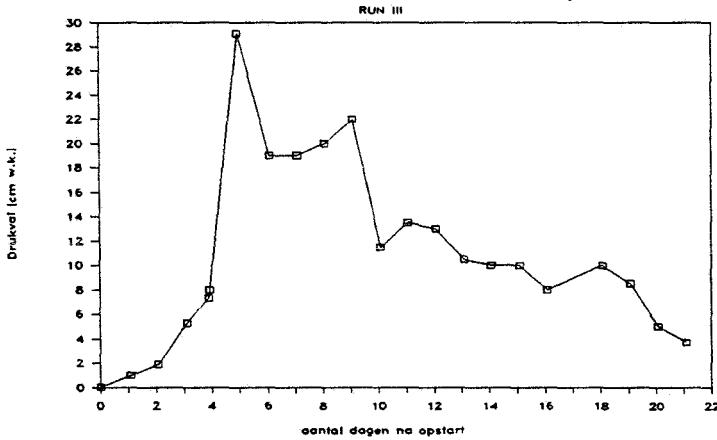
Figuur 6.14: Verversingsgraad [hr^{-1}] versus tijd [dag].

Eliminatiecap versus verstreken tijd



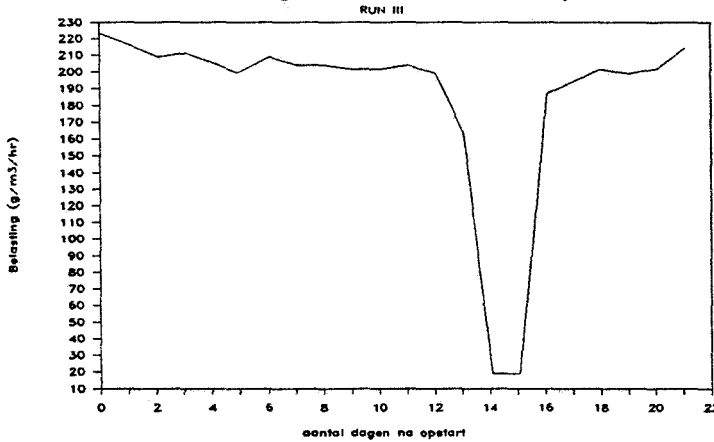
Figuur 6.16: Eliminatiecapaciteit [g/m³/hr] versus tijd [dag].

Drukval over 80 cm bed vs. tijd



Figuur 6.17: Drukval [cm w.k.] versus tijd [dag].

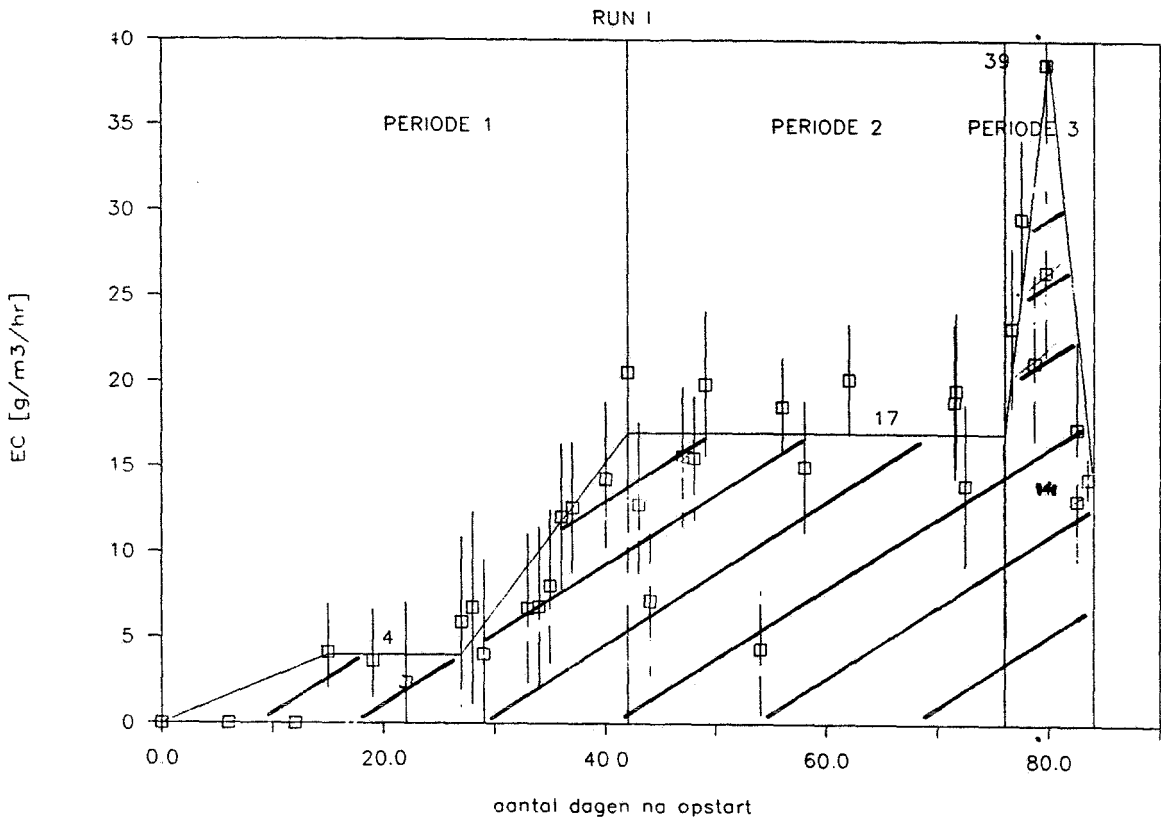
Belasting versus verstreken tijd



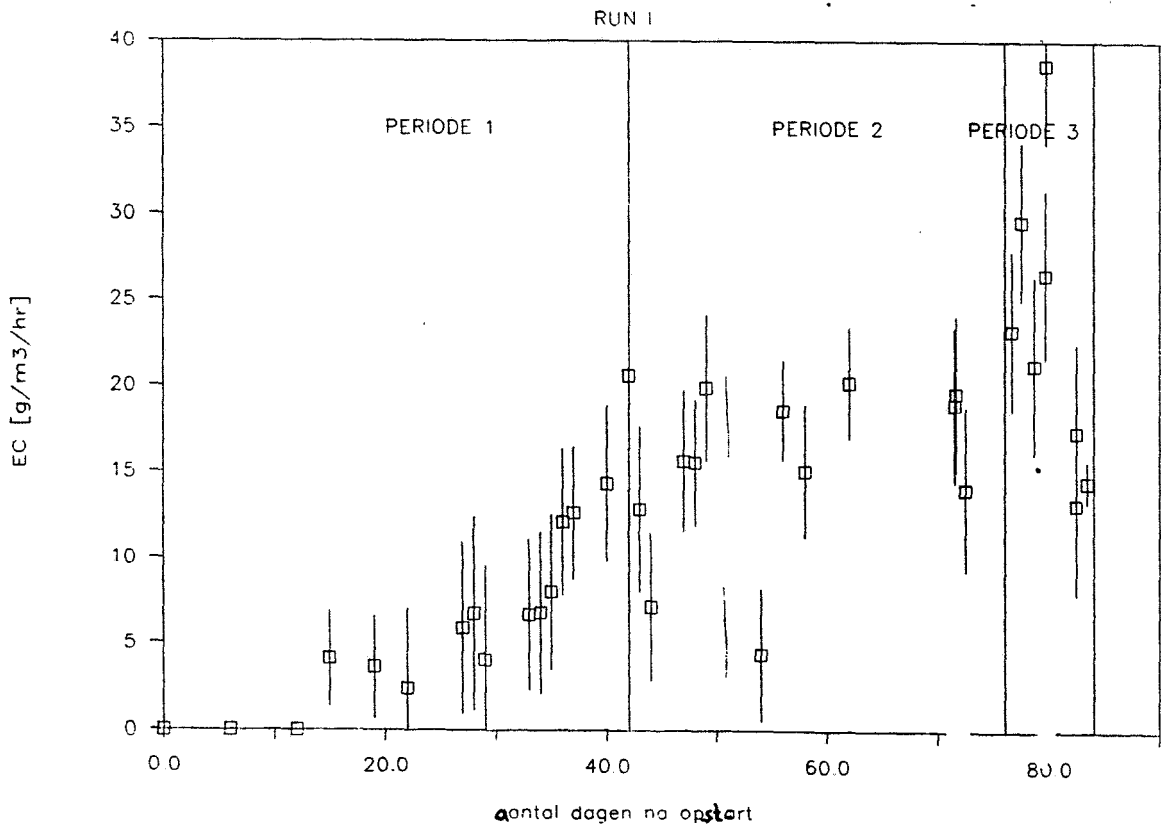
Figuur 6.18: Belasting [g/m³/hr] versus tijd [dag].

60

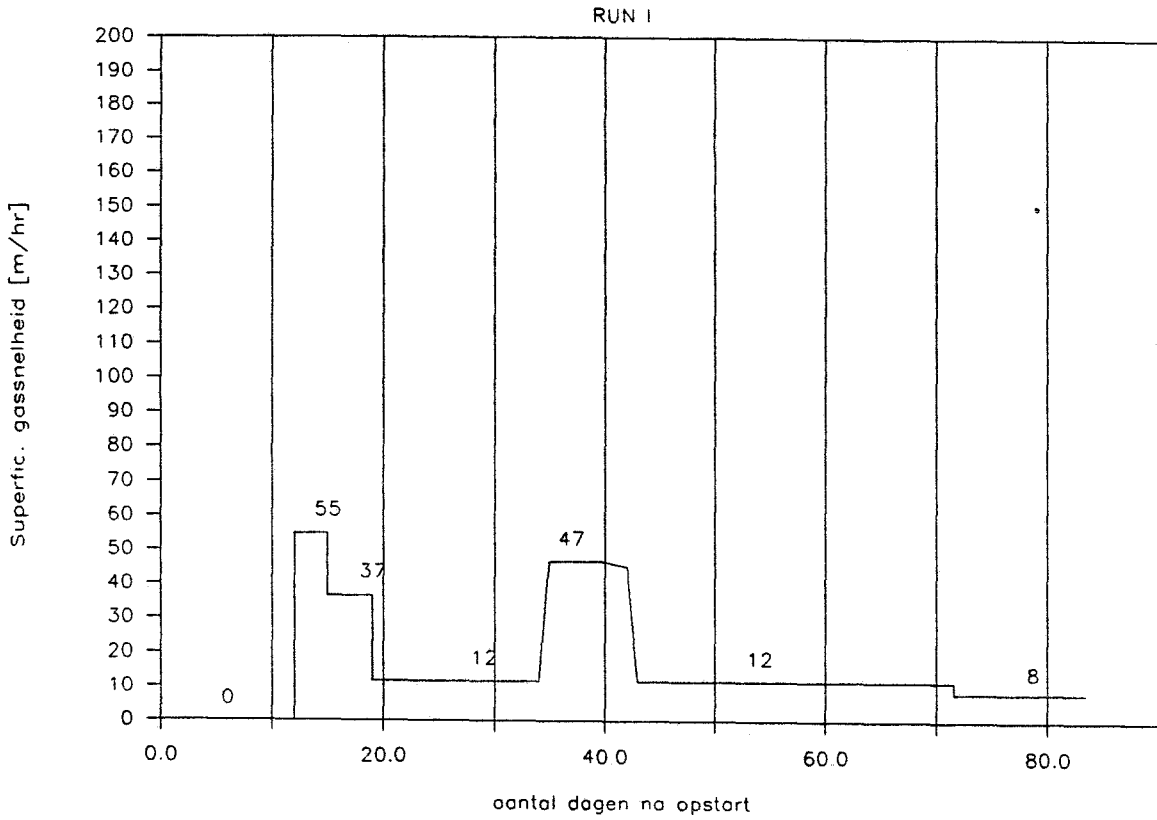
Figuur 1a: Eliminatiecapaciteit vs tijd. (Bepaling oppervlakte).



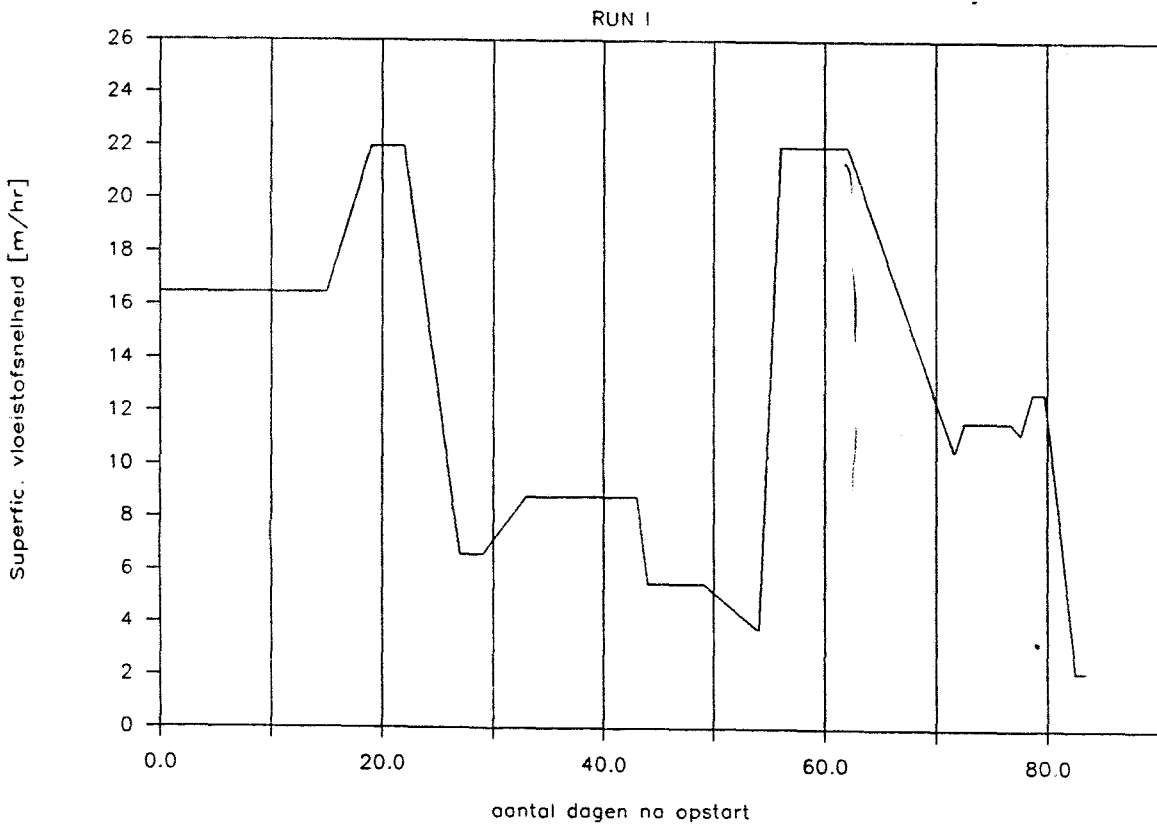
Figuur 1b: Eliminatiecapaciteit vs tijd.



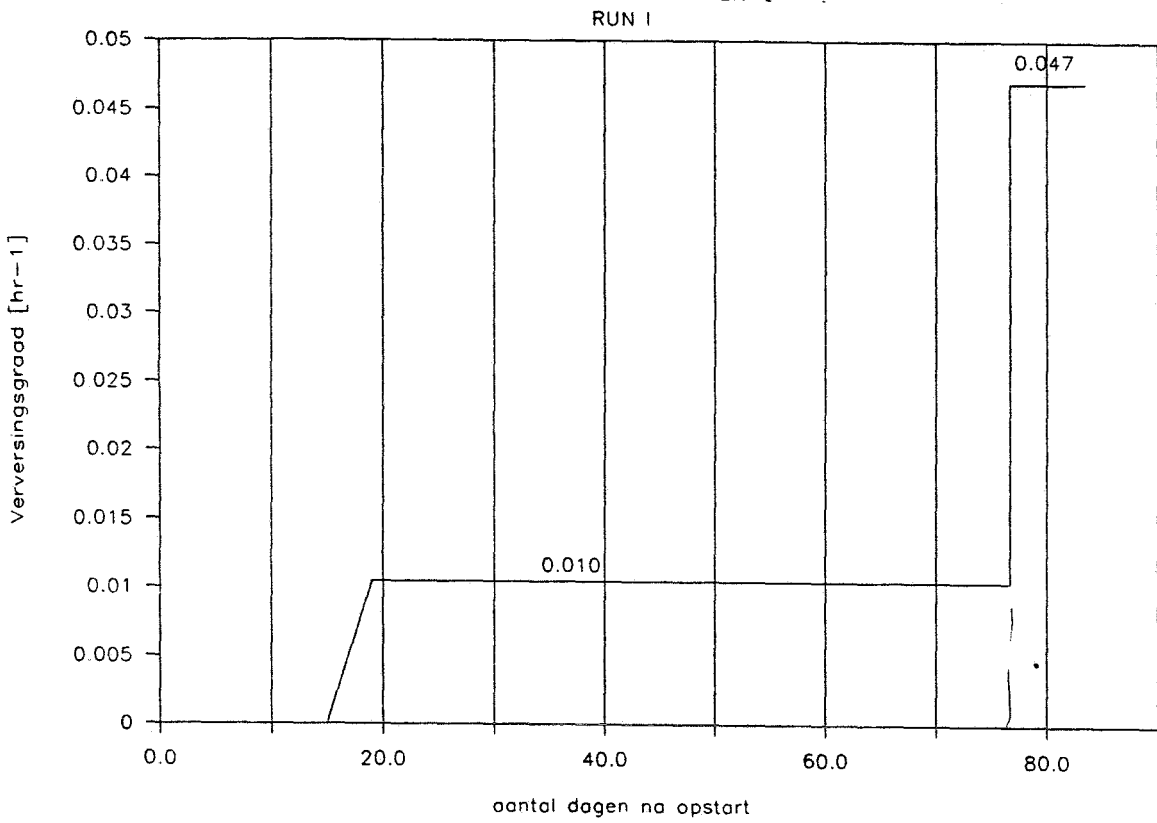
Figuur 2: Gassnelheid vs tijd.



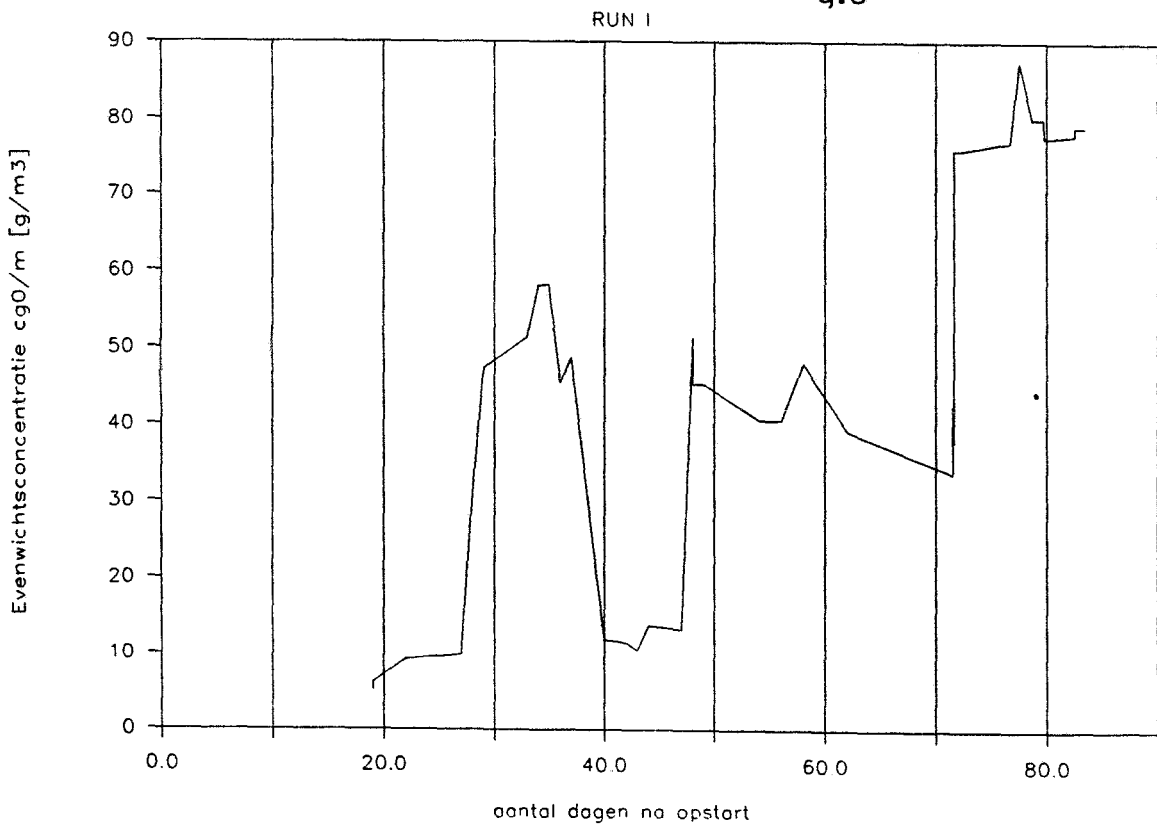
Figuur 3: Vloeistofsnelheid vs tijd.



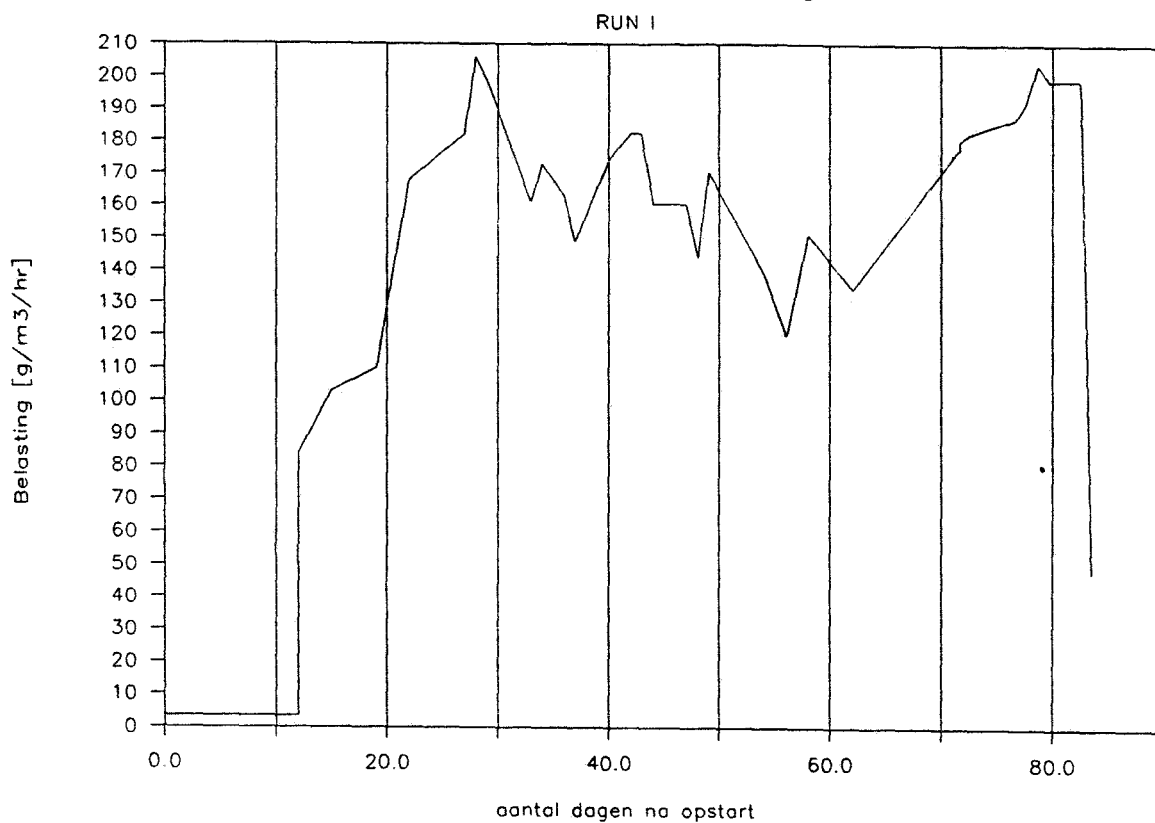
Figuur 4: Verversingsgraad vs tijd.



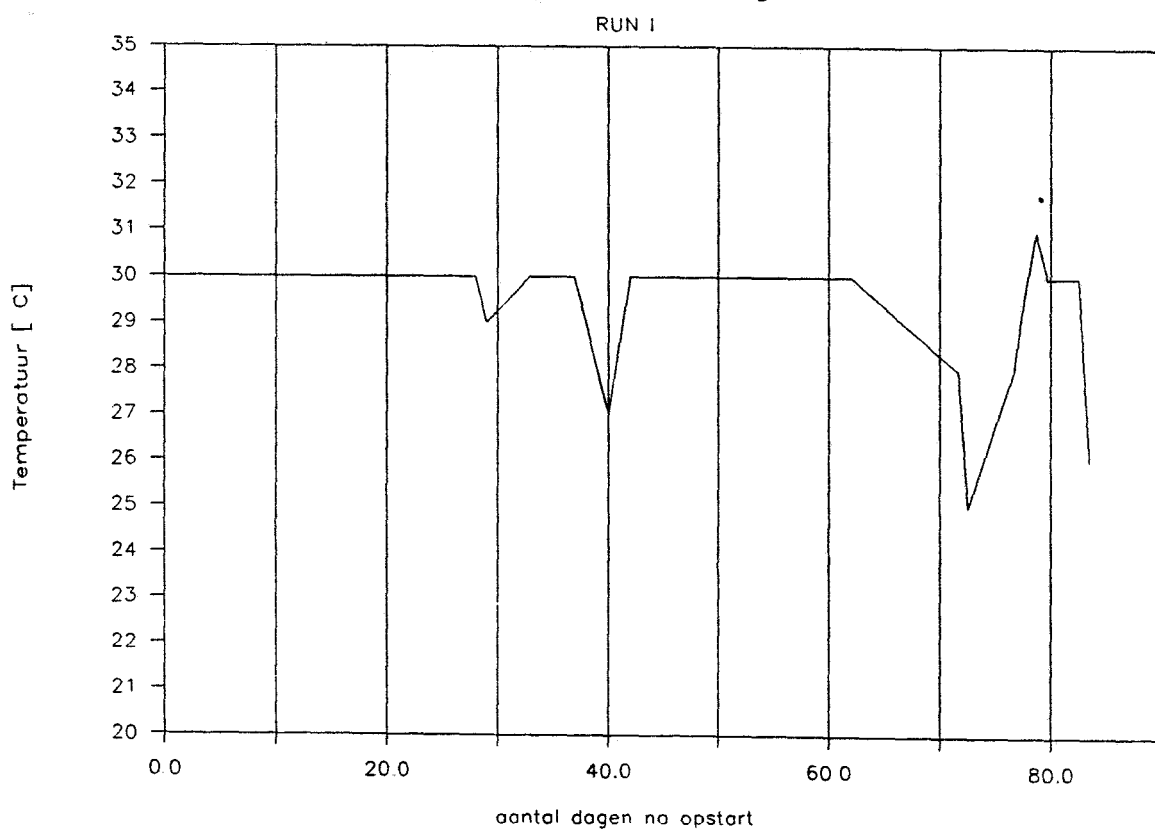
Figuur 5: Evenwichtsconcentratie ($C_{q,0}/m$) vs tijd.



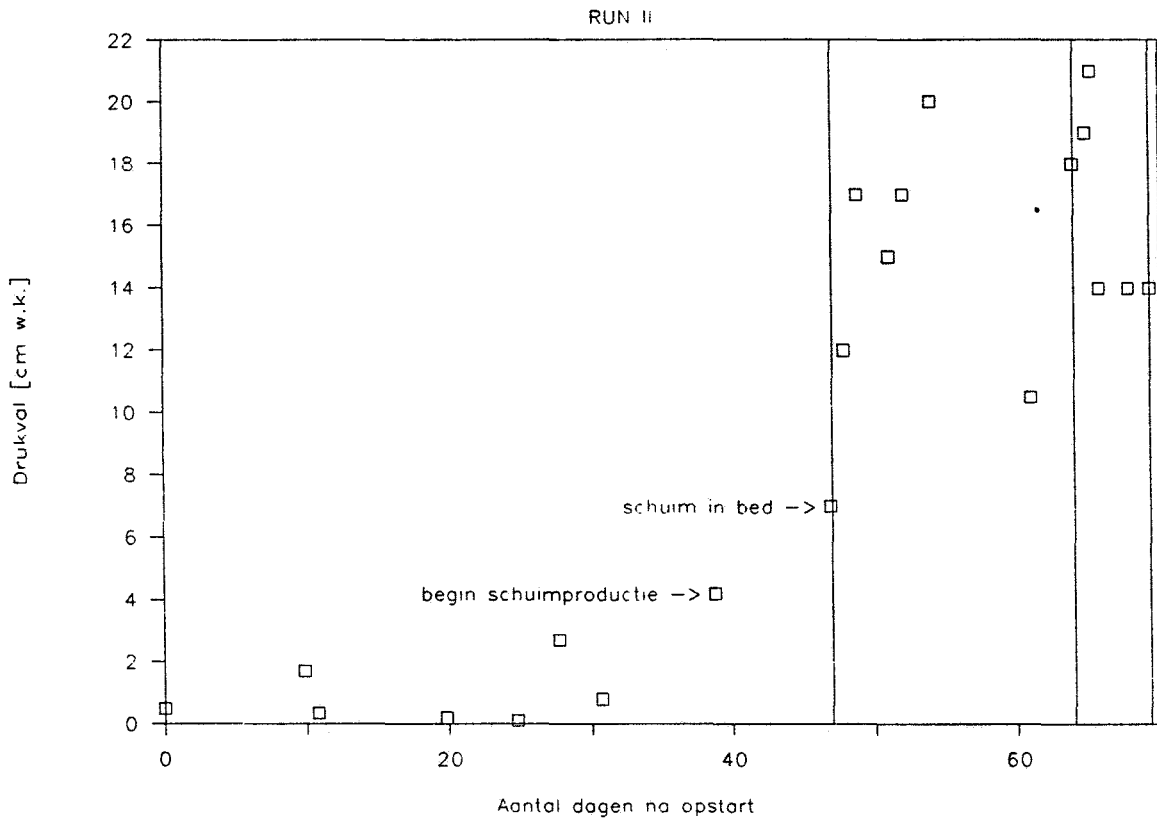
Figuur 6: Belasting vs tijd.



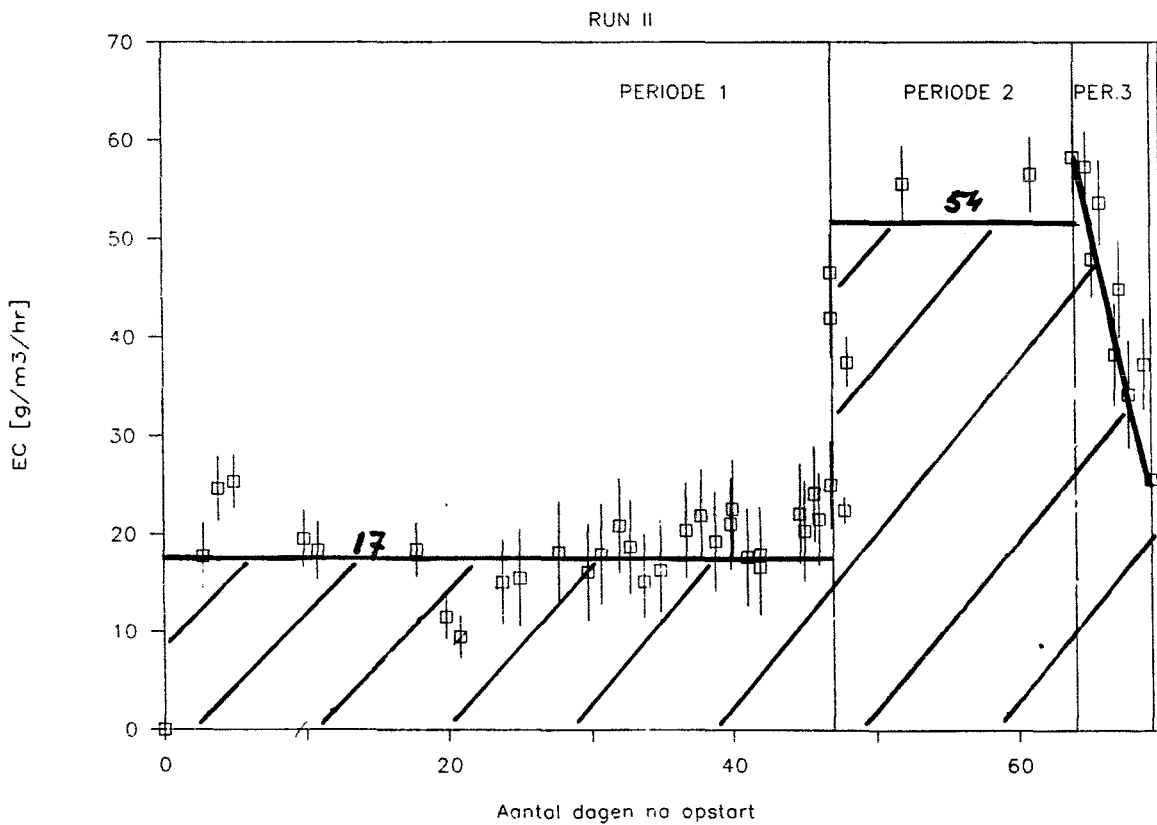
Figuur 7: Temperatuur vs tijd.



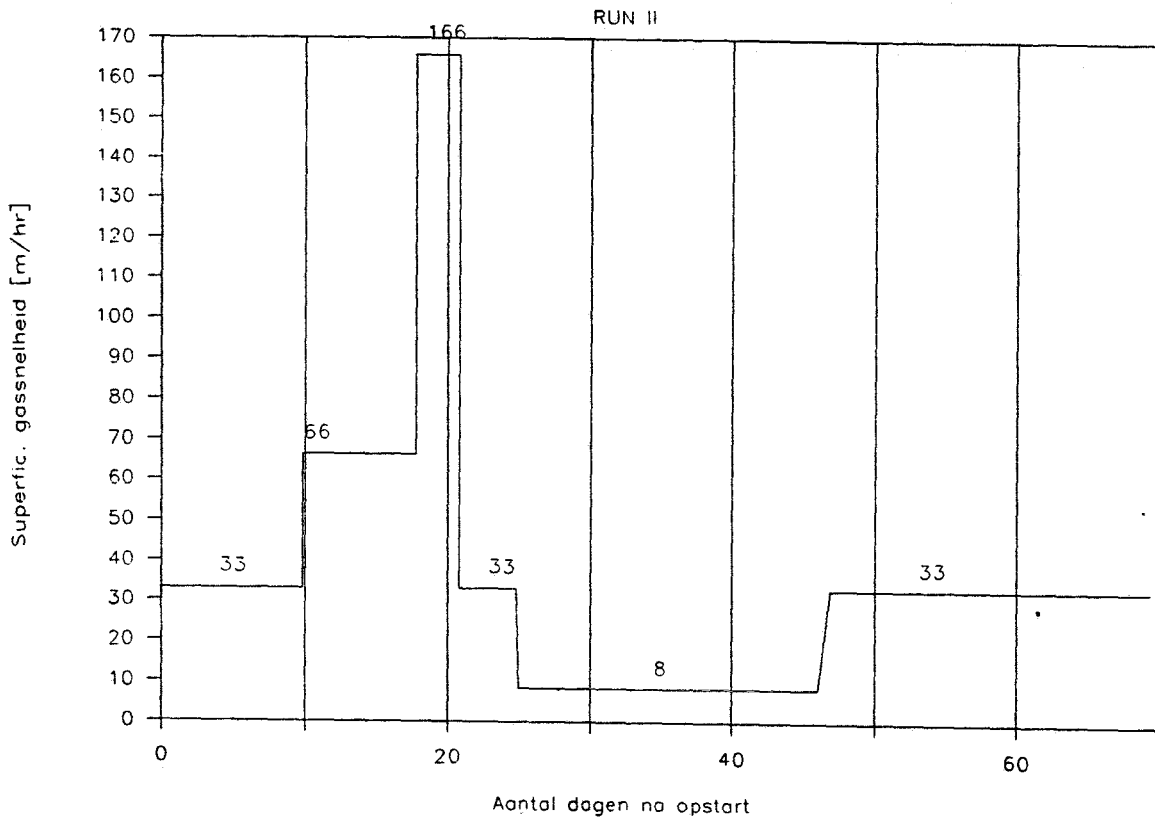
Figuur 1: Drukval vs tijd.



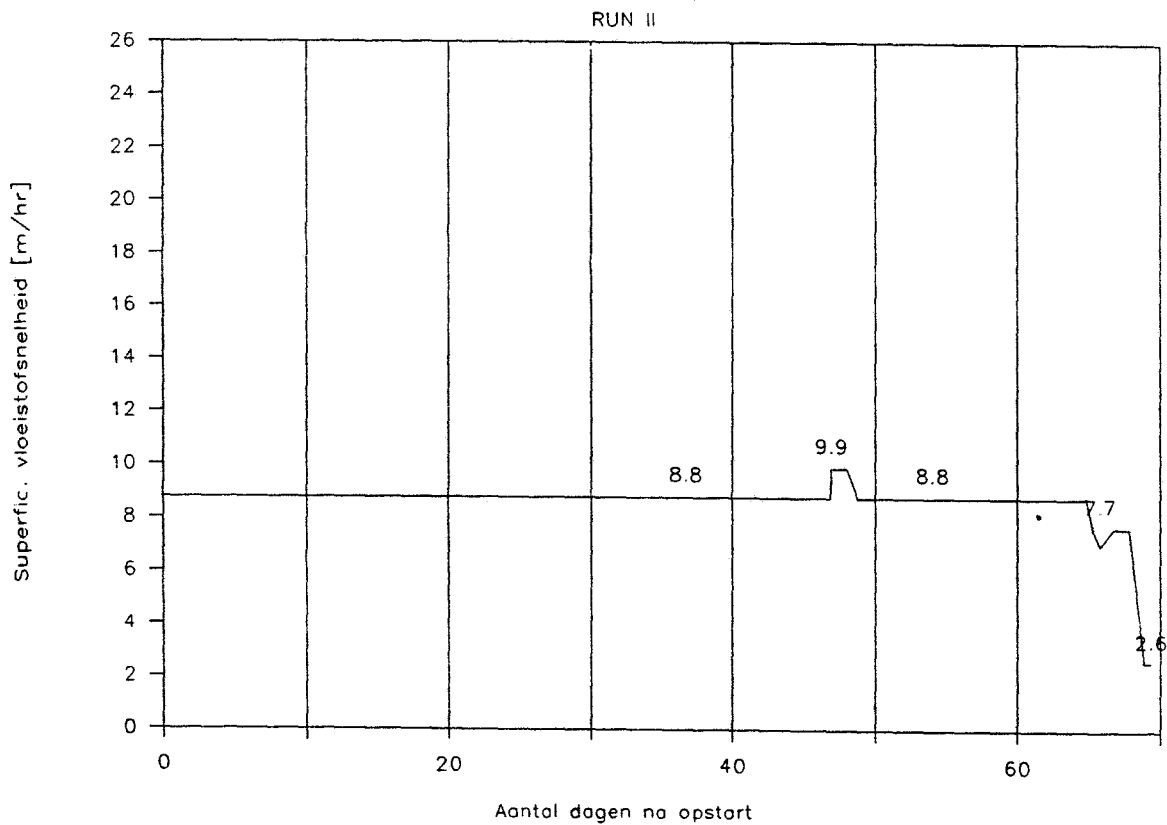
Figuur 2: EC vs tijd.



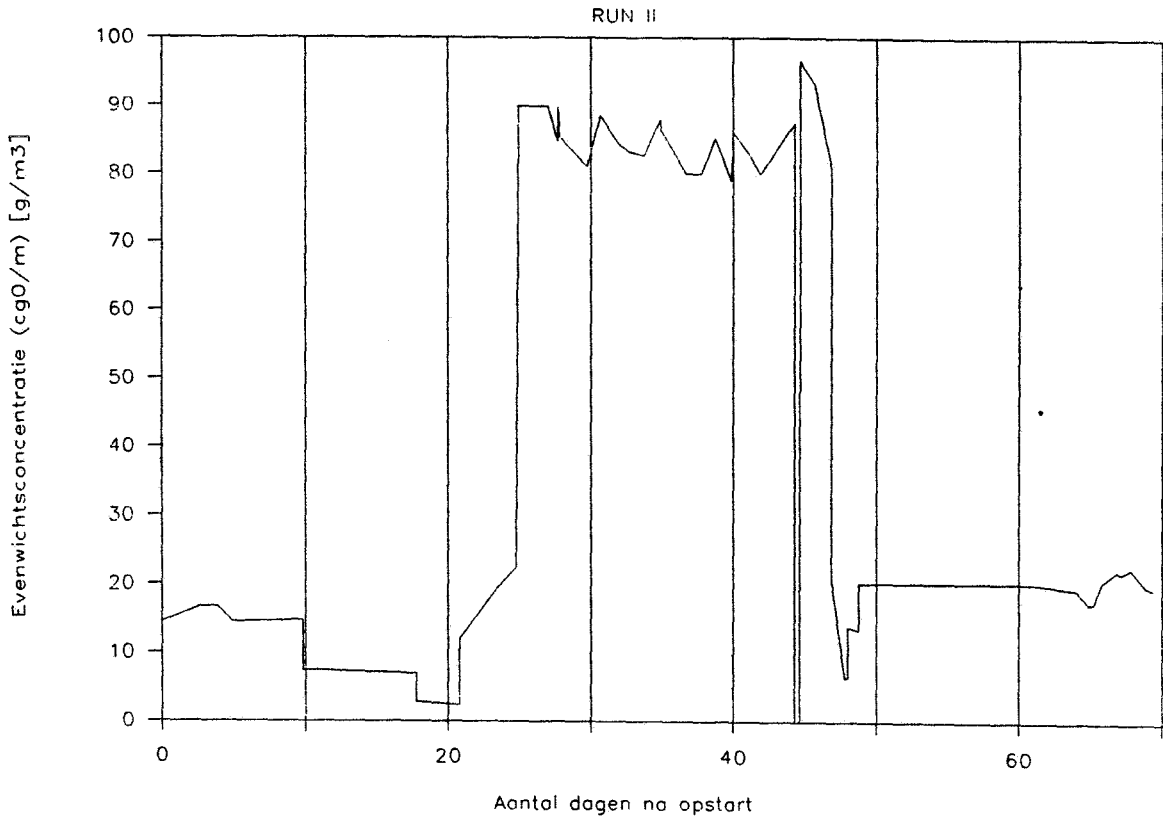
Figuur 3: Gassnelheid vs tijd.



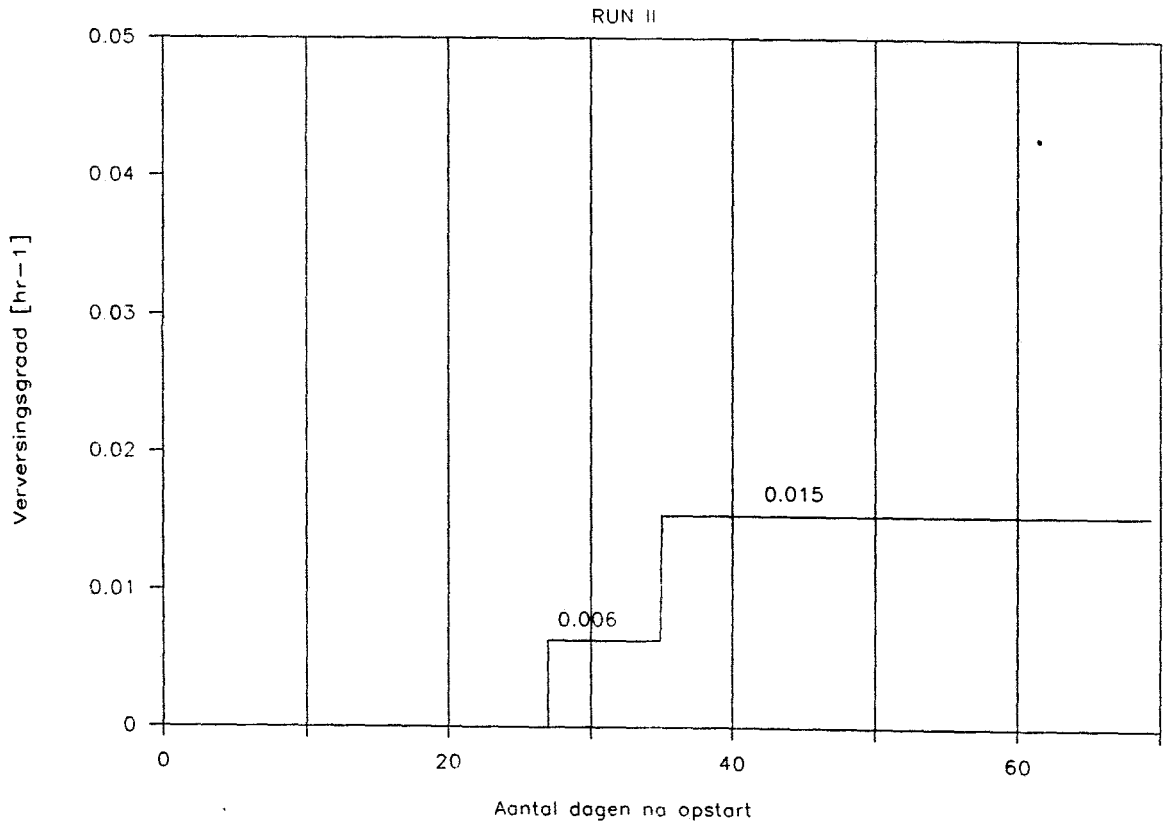
Figuur 4: Vloeistofsnelheid vs tijd.



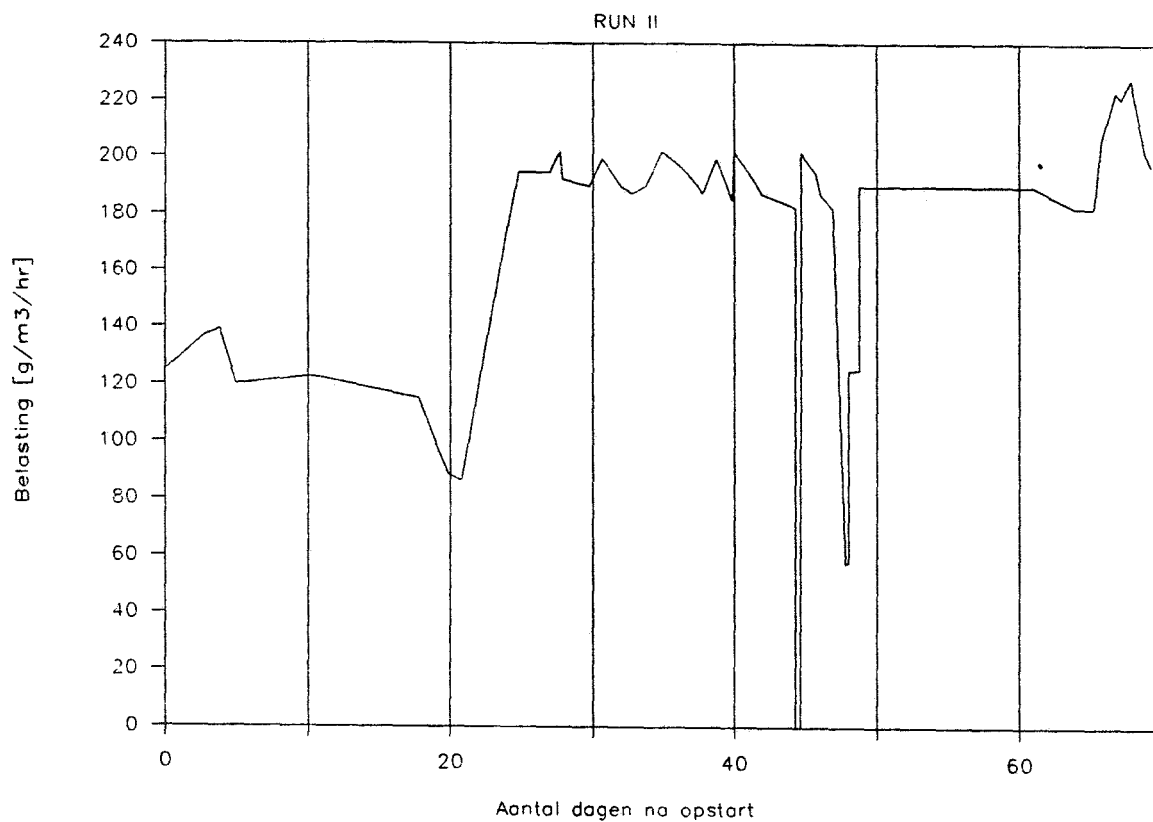
Figuur 5: Evenwichtsconcentratie vs tijd.



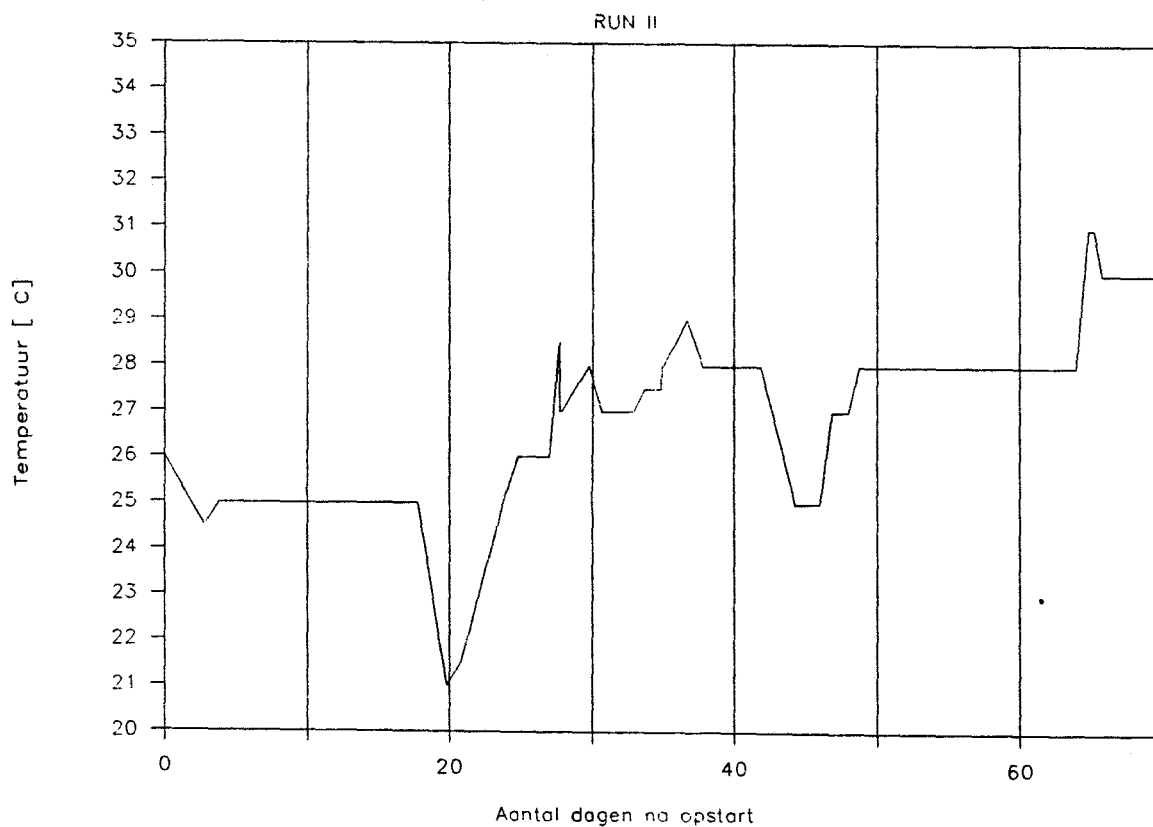
Figuur 6: Verversingsgraad vs tijd.



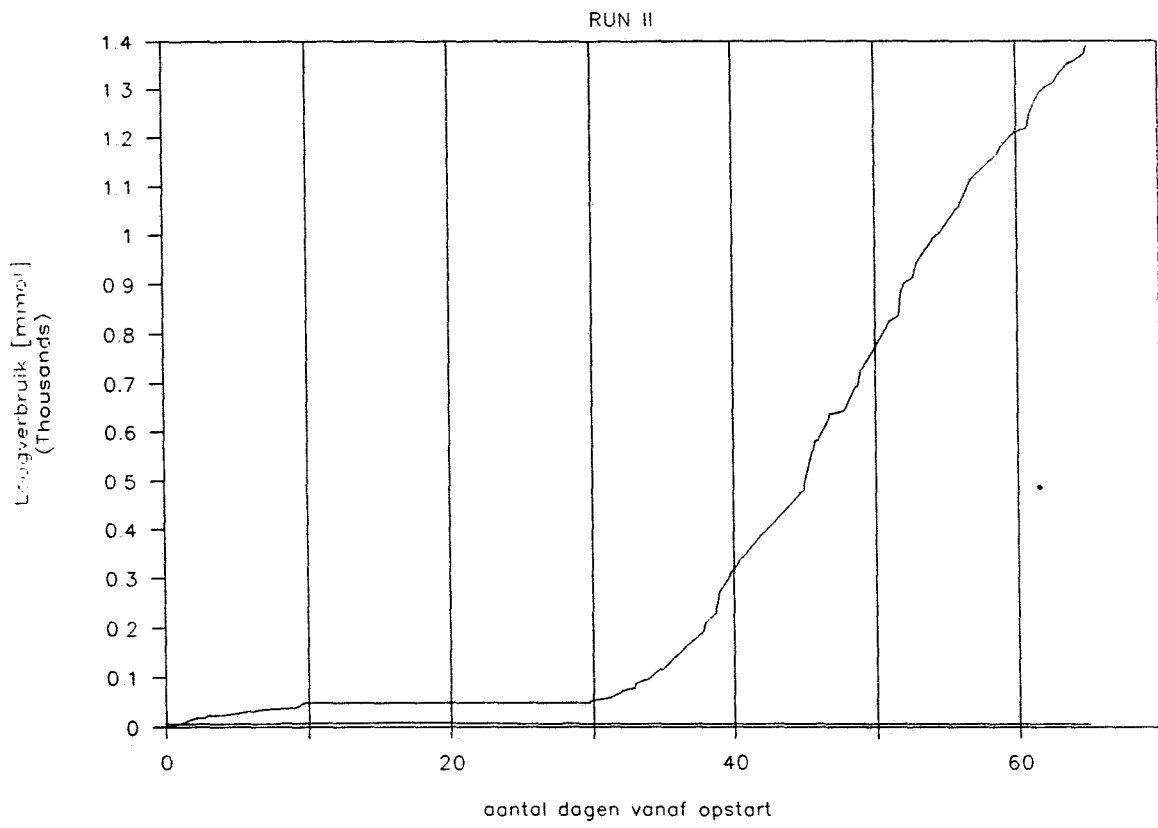
Figuur 7: Belasting vs tijd.



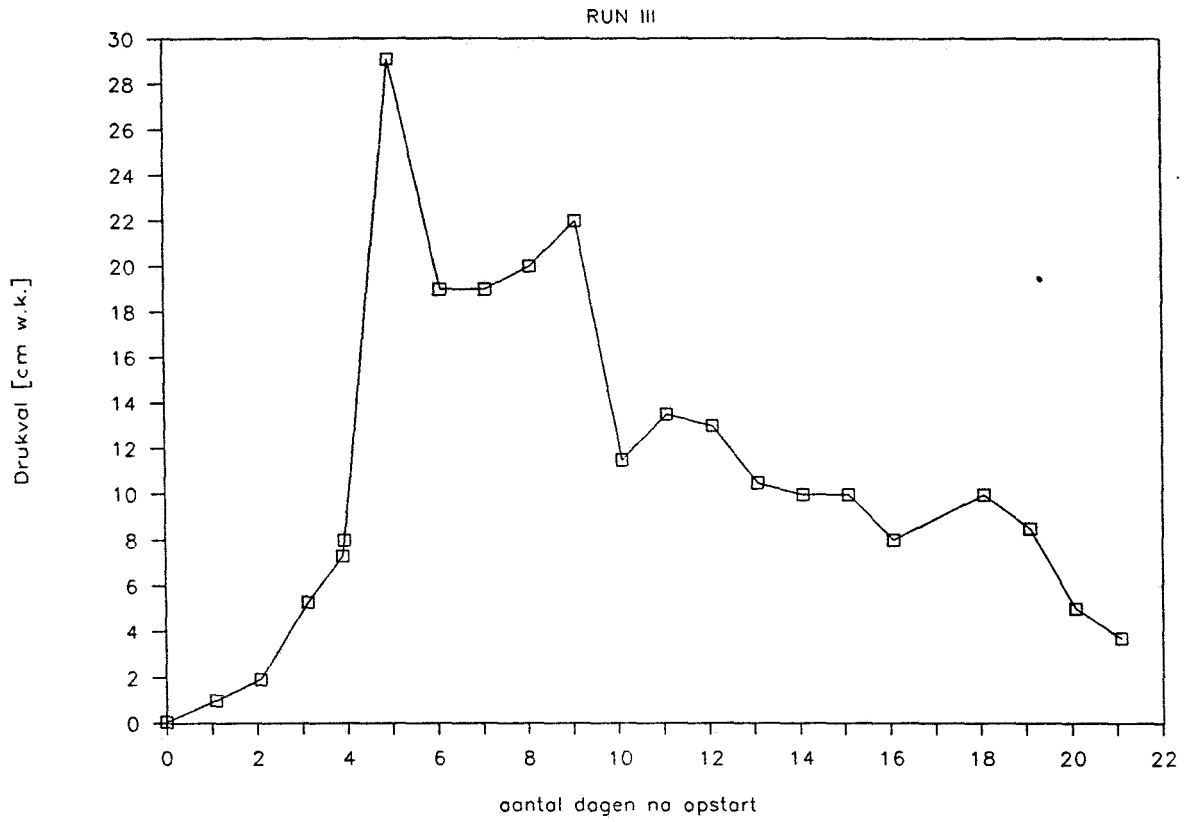
Figuur 8: Temperatuur vs tijd.



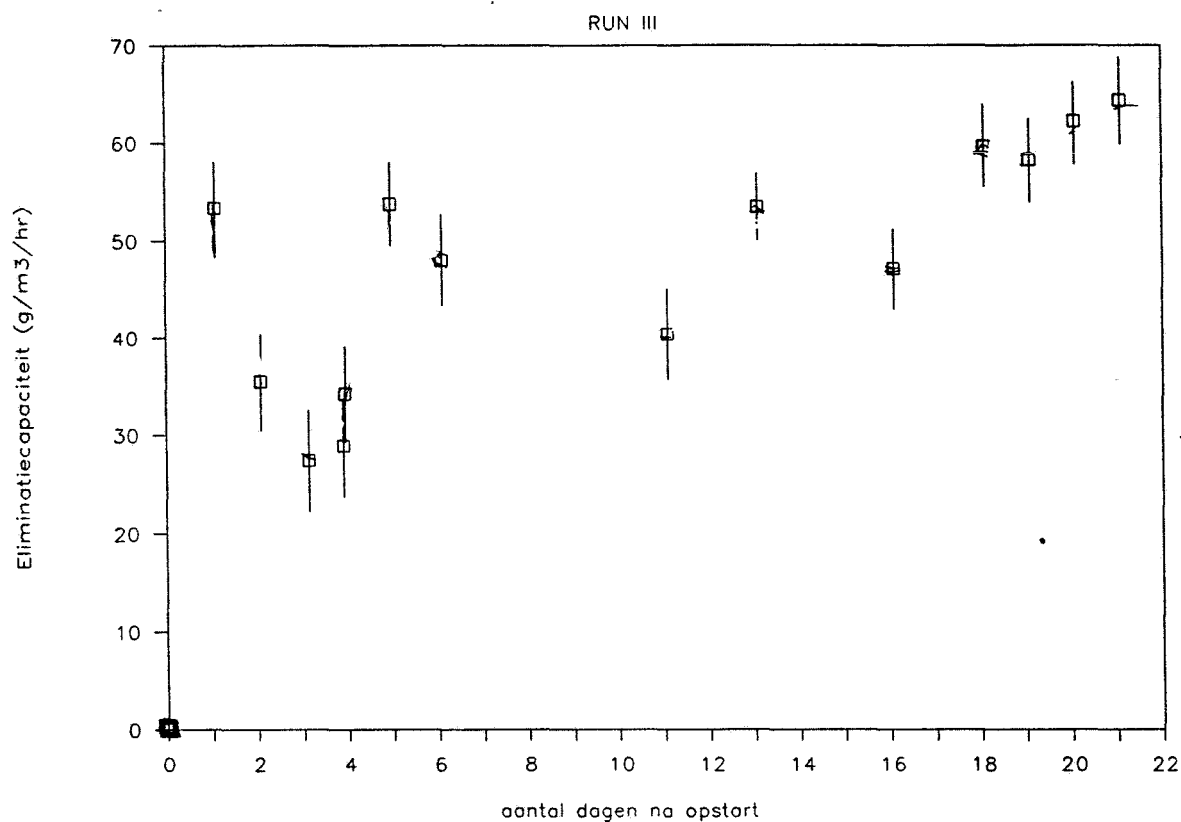
Figuur 9: Loogverbruik vs tijd.



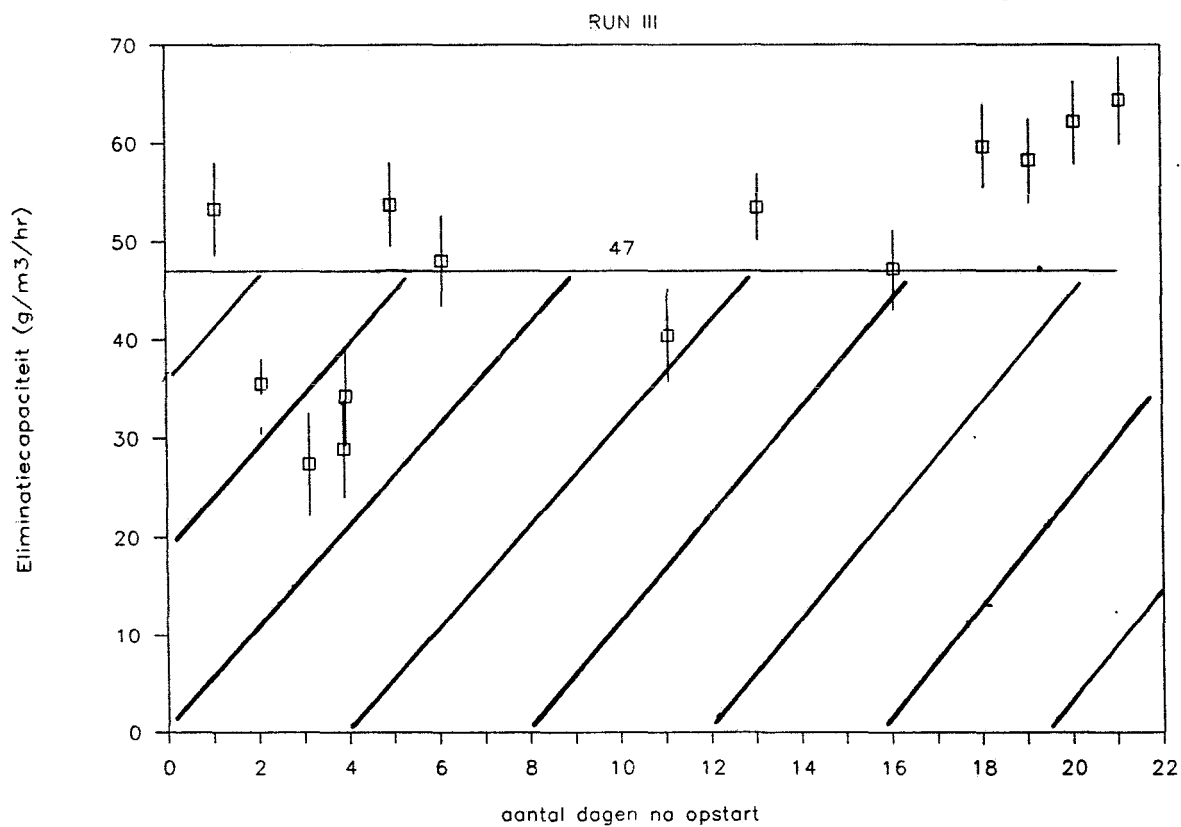
Figuur 1: Drukval vs tijd.



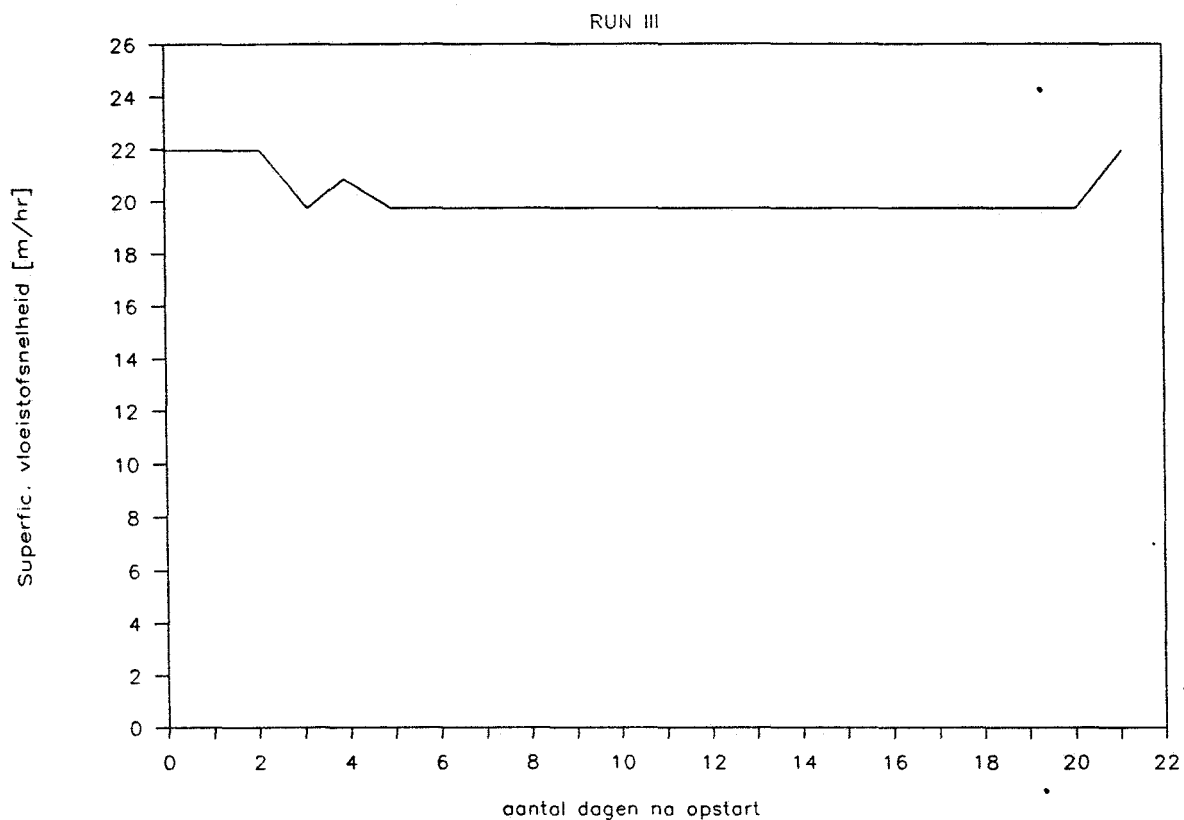
Figuur 2a: EC vs tijd.



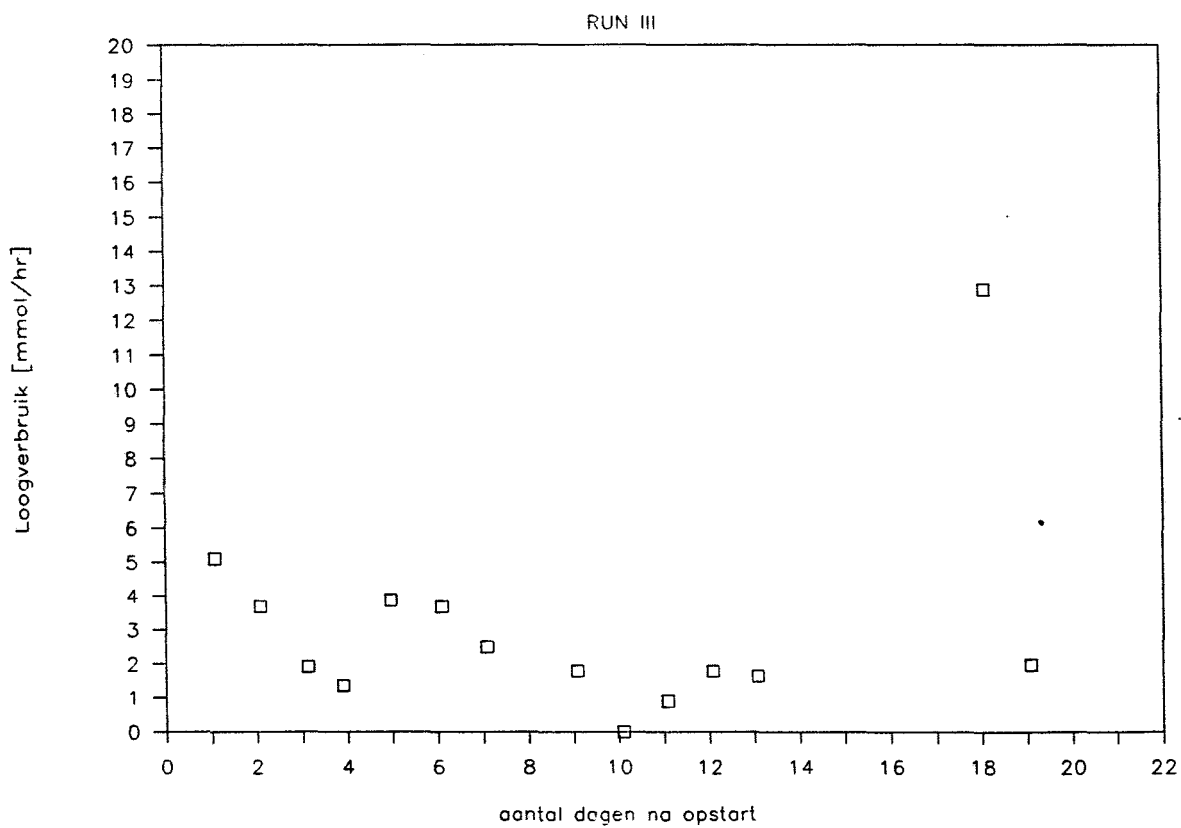
Figuur 2b: EC vs tijd. (Oppervlakte-bepaling).



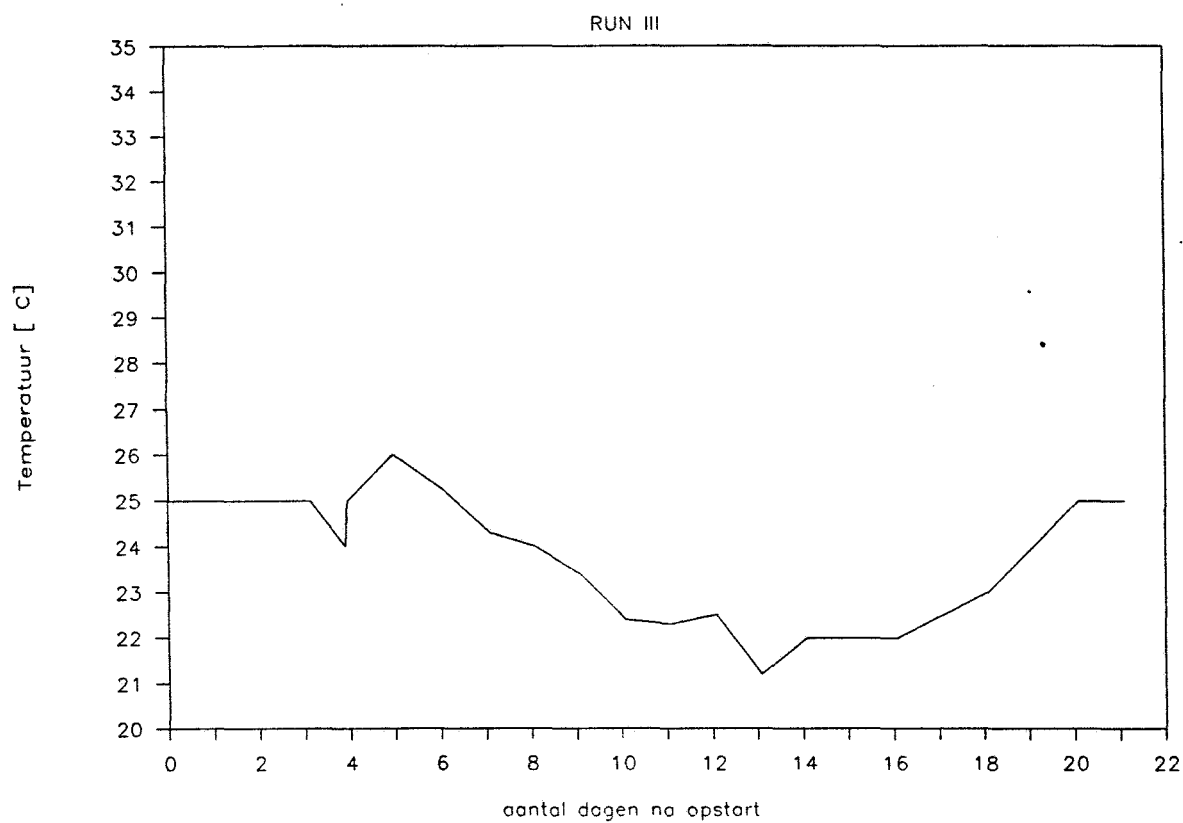
Figuur 3: Vloeistofsnelheid vs tijd.



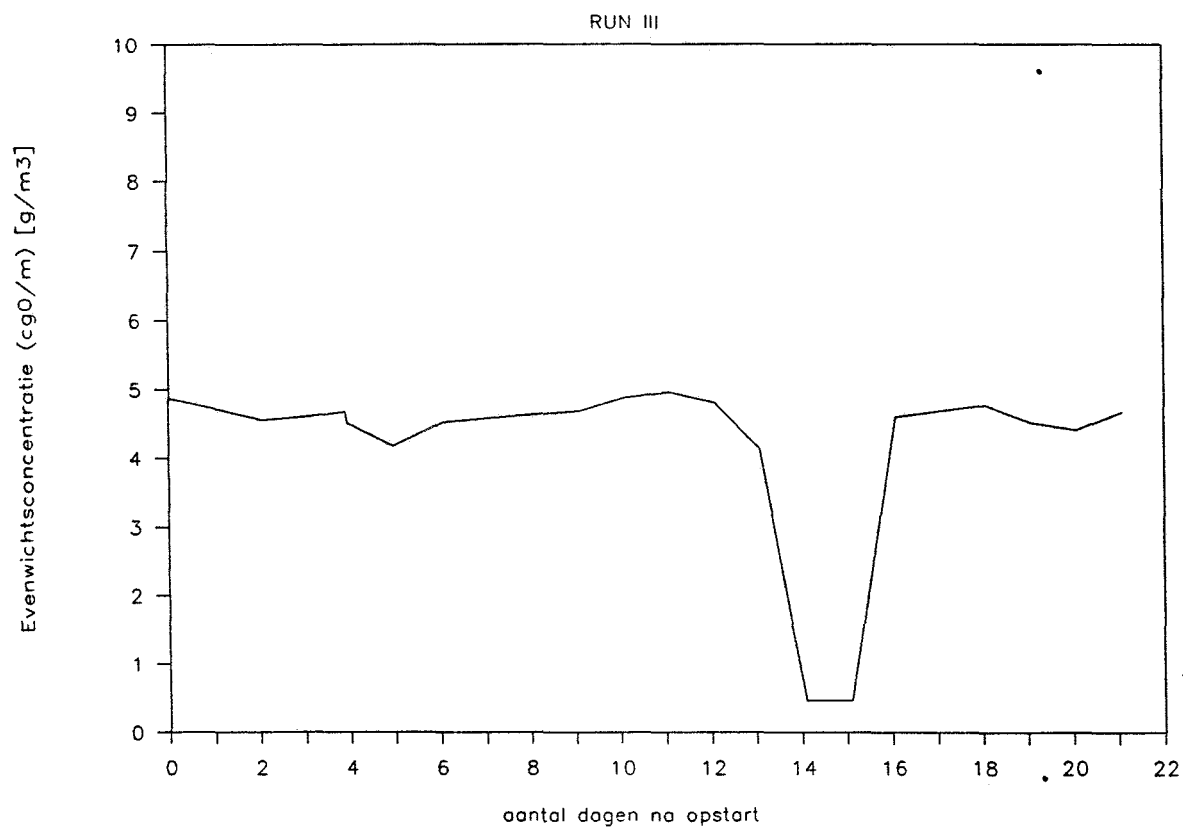
Figuur 4: Loogverbruik vs tijd.



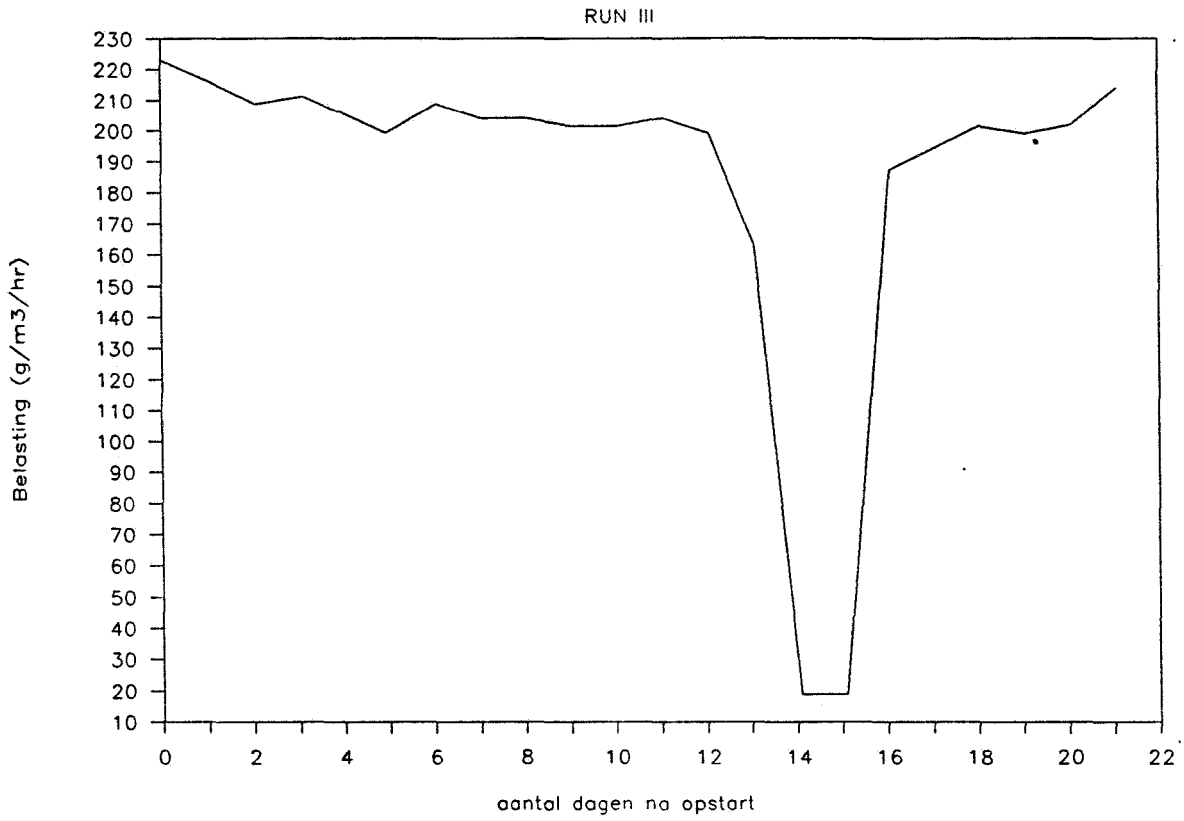
Figuur 5: Temperatuur vs tijd.



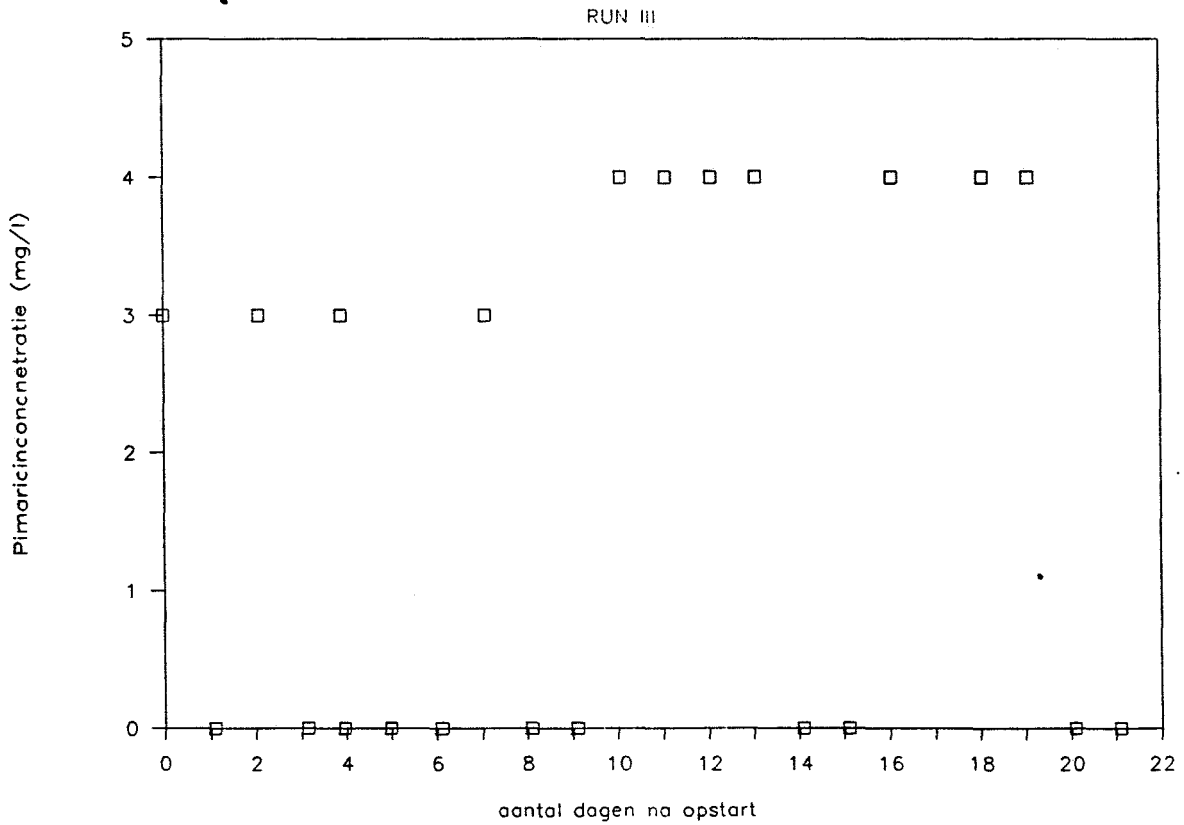
Figuur 6: Evenwichtsconcentratie vs tijd.



Figuur 7: Belasting vs tijd.



Figuur 8: Initiële pimaricinconcentratie vs tijd.



BIJLAGE IV: FOUTENANALYSES

IV.a: FOUTENANALYSE VAN DE BEPALING VAN $k'_{01} \cdot a_s$ UIT C_r

Met de foutervoortplantingsanalyse kan de standaarddeviatie van een meetwaarde geschat worden. Hiertoe moet van de parameters die de meetwaarde bepalen, de variantie bekend zijn.

Volgens relatie 5.5 wordt $k'_{01} \cdot a_s$ bepaald door zes parameters, te weten F_1 , C_r , m , F_g , A en h . De verdelingscoëfficiënt m is daarbij weer een functie van de temperatuur (T).

$$k = k'_{01} \cdot a_s = \frac{F_1}{A \cdot h} \cdot \frac{\epsilon}{1 - \epsilon} \cdot \ln [C_r \cdot (1 - \epsilon) + \epsilon] \quad (5.5)$$

Wanneer we de fout in A en h verwaarlozen, geldt volgens de foutervoortplantingswet voor de variantie in k (V_k):

$$V_k = \left[\frac{\partial k}{\partial F_1} \right]^2 \cdot V_{F_1} + \left[\frac{\partial k}{\partial C_r} \right]^2 \cdot V_{C_r} + \left[\frac{\partial k}{\partial m} \right]^2 \cdot \left[\frac{\partial m}{\partial T} \right]^2 \cdot V_T + \left[\frac{\partial k}{\partial F_g} \right]^2 \cdot V_{F_g} \quad (IV.1)$$

Uit relatie 5.5 zijn de verschillende partiële afgeleiden te herleiden:

$$\left[\frac{\partial k}{\partial F_1} \right] = \frac{1}{A \cdot h} \cdot \frac{\epsilon^2}{1 - \epsilon} \cdot \left[\frac{C_r - 1}{C_r \cdot (1 - \epsilon) + \epsilon} - \frac{\ln [C_r (1 - \epsilon) + \epsilon]}{1 - \epsilon} \right] \quad (IV.2)$$

$$\left[\frac{\partial k}{\partial C_r} \right] = \frac{F_1}{A \cdot h} \cdot \frac{\epsilon}{C_r (1 - \epsilon) + \epsilon} \quad (IV.3)$$

$$\left[\frac{\partial k}{\partial F_g} \right] = \frac{F_1}{A \cdot h \cdot F_g} \cdot \frac{\epsilon}{1 - \epsilon} \cdot \left[\frac{\ln [C_r (1 - \epsilon) + \epsilon]}{1 - \epsilon} + \frac{\epsilon \cdot (1 - C_r)}{C_r (1 - \epsilon) + \epsilon} \right] \quad (IV.4)$$

$$\left[\frac{\partial k}{\partial m} \right] = \frac{F_1}{A \cdot h \cdot m} \cdot \frac{\epsilon}{1 - \epsilon} \cdot \left[\frac{\ln [C_r (1 - \epsilon) + \epsilon]}{1 - \epsilon} + \frac{\epsilon \cdot (1 - C_r)}{C_r (1 - \epsilon) + \epsilon} \right] \quad (IV.5)$$

Voor de verdelingscoëfficiënt is de volgende relatie gehanteerd:

$$m = \frac{0.219}{T} \cdot \exp\left(18.46 - \frac{3751}{T}\right) \quad (\text{IV.6})$$

De eerste afgeleide van de verdelingscoëfficiënt naar de temperatuur is dan:

$$\left[\frac{\partial m}{\partial T} \right] = \frac{0.219 \cdot (3751 - T)}{T^3} \cdot \exp\left(18.46 - \frac{3751}{T}\right) \quad (\text{IV.7})$$

Nu ontbreken nog slechts de varianties in de verschillende parameters om de foutenvoortplantingsanalyse toe te passen. Hieronder zijn de relevante varianties afgeschat:

$$\begin{aligned} V_{Fg} &= (0.01 \cdot F_g^{\max})^2 \\ V_{F1} &= (0.01 \cdot F_1^{\max})^2 \\ V_{Cr} &= (0.04 \cdot C_r)^2 \\ V_T &= (0.1 \text{ [}^\circ\text{C]})^2 \end{aligned}$$

De standaarddeviatie van het stofoverdrachtsproduct k (σ_k) is nu de wortel uit de variantie van k (V_k):

$$\sigma_k = \sqrt{V_k} \quad (\text{IV.8})$$

Met bovenstaande gegevens is per experiment de standaarddeviatie van de metingen op basis van de vloeistofconcentratie berekend.

IV.b: FOUTENANALYSE VAN DE BEPALING VAN $k_{01}' \cdot a_s$ UIT C_1^{uit}

Wanneer $k_{01}' \cdot a_s$ niet met de relatieve gasconcentratie (C_r) maar met de vloeistofconcentratie (C_1^{uit}) berekend is, kan met een kleine verandering ongeveer dezelfde foutenanalyse uitgevoerd worden. Hiervoor wordt relatie 5.6 gebruikt:

$$C_r = \frac{\Omega}{\Omega - F_1 \cdot C_1^{\text{uit}}} \quad (\text{5.6})$$

De partiële afgeleiden naar C_1^{uit} en Ω kunnen dan bepaald worden:

$$\left[\frac{\partial C_r}{\partial C_1^{uit}} \right] = \frac{F_1 \cdot \Omega}{(\Omega - F_1 \cdot C_1^{uit})^2} \quad (IV.9)$$

$$\left[\frac{\partial C_r}{\partial \Omega} \right] = - \frac{F_1 \cdot C_1^{uit}}{(\Omega - F_1 \cdot C_1^{uit})^2} \quad (IV.10)$$

De variantie van C_r (V_{Cr}) kan dan als volgt berekend worden:

$$V_{Cr} = \left[\frac{\partial C_r}{\partial C_1^{uit}} \right]^2 \cdot V_{C_1^{uit}} + \left[\frac{\partial C_r}{\partial \Omega} \right]^2 \cdot V_{\Omega} \quad (IV.11)$$

De uitgaande vloeistofconcentratie is bepaald met ijkmonsters. De fout (s) in de vloeistofconcentratie is met de kleinste kwadraten methode bepaald. Deze fout diende als grondslag voor een schatting van de variantie van de vloeistofconcentratie. De varianties van C_1^{uit} en Ω zijn dus als volgt gedefiniëerd:

$$\begin{aligned} V_{C_1^{uit}} &= (s)^2 \\ V_{\Omega} &= (0.1 \text{ [g/hr]})^2 \end{aligned}$$

Met bovenstaande gegevens is per experiment de standaarddeviatie van de metingen op basis van de vloeistofconcentratie berekend.

IV.c: FOUTENANALYSE VAN BEPALING VAN DE ELIMINATIECAPACITEIT

De eliminatiecapaciteit (EC) wordt volgens vergelijking IV.12 uit de belasting (Φ) en de conversie (x) berekend:

$$\text{eliminatiecapaciteit} = \Phi \cdot (1 - x) \quad (IV.12)$$

Wanneer de fout in het reactorvolume verwaarloosd wordt, is de variantie in de eliminatiecapaciteit is slechts van twee variabelen afhankelijk:

$$V_{EC} = \left[\frac{ec}{\phi} \right]^2 \cdot V_{\phi} + \left[\frac{ec}{x} \right]^2 \cdot V_x \quad (IV.13)$$

De partiële afgeleiden kunnen ingevuld worden:

$$V_{EC} = (1 - x)^2 \cdot V_{\phi} + \phi^2 \cdot V_x \quad (IV.14)$$

De varianties in de belasting en de conversie zijn als volgt gedefinieerd:

$$V_{\phi} = (0.1 \text{ [g/hr]})^2$$

$$V_x = (0.04 \cdot x)$$

De standaarddeviatie van de metingen is dan gelijk aan $\sqrt{V_{EC}}$.

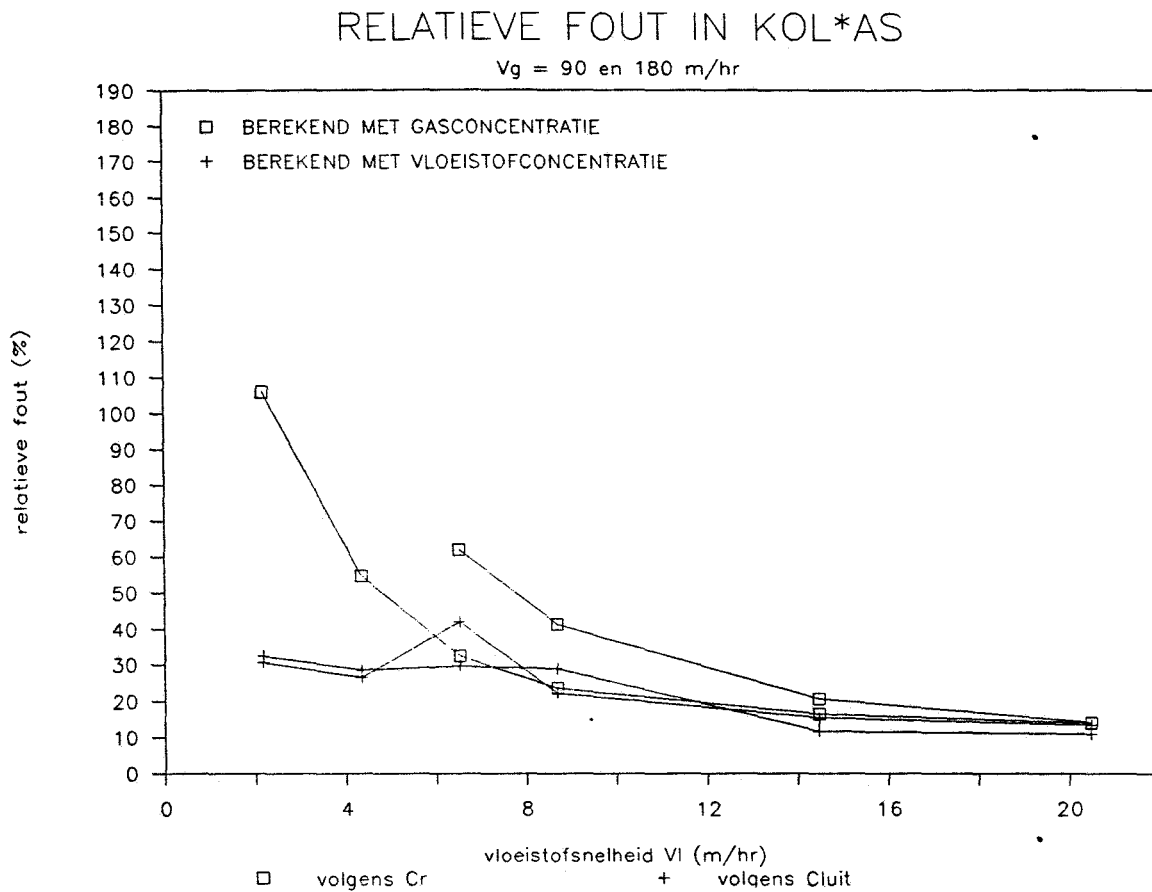
BIJLAGE V: STOFOVERDRACHTSBEREKENINGEN

Tabel V.1: Meetresultaten.

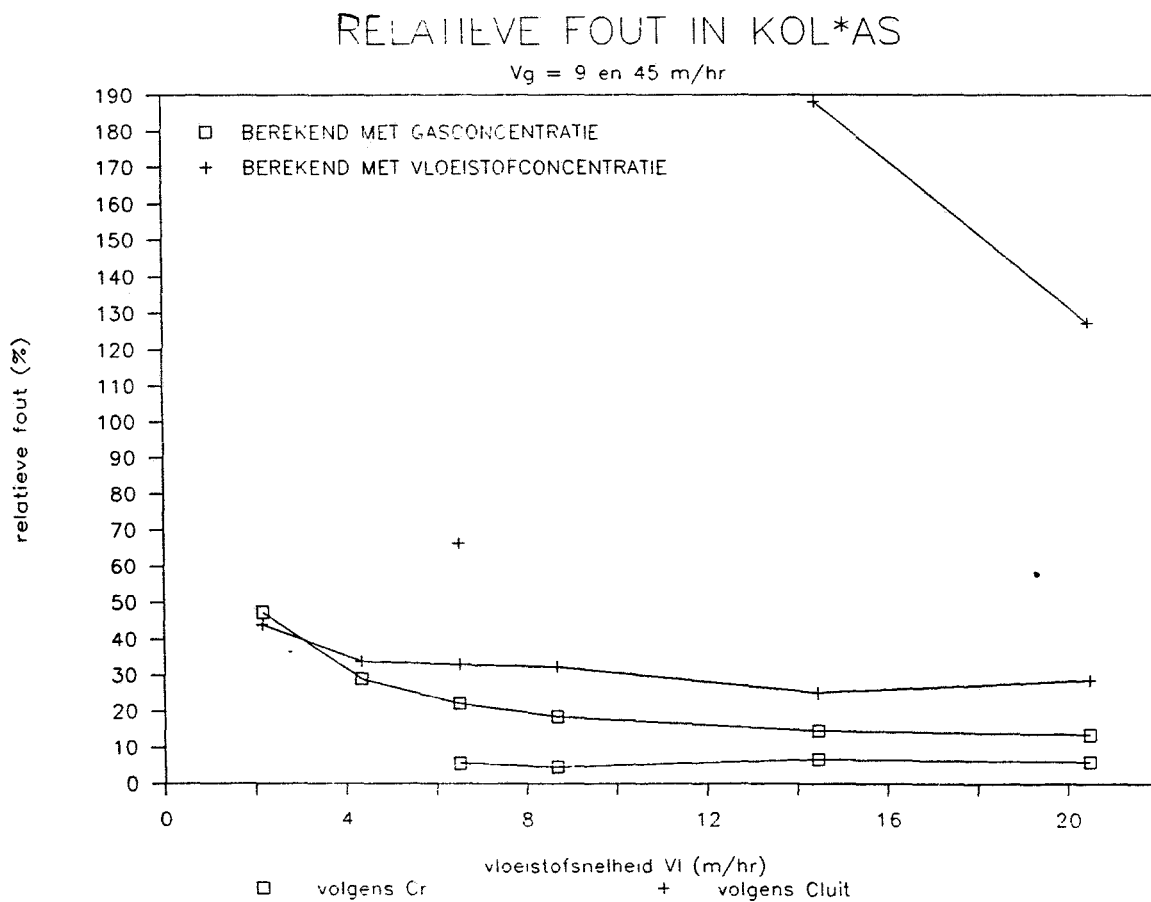
STOFOVERDRACHTSEXPERIMENTEN

experi- mentnr.	v(g) (m/hr)	v(l) (m/hr)	Temp (C)	C(r) (-)	C(l,uit) (g/m ³)	E=m*Qg/Ql (-)	Nog (-)	k(ol) (m/s)	s (m/s)	berekend op basis	massa balans	s (-)
1	180	2.2	15.4	1.08	3.1	14.8	0.1	0.0015	0.0005	vlst	0.80	0.41
2	180	4.3	15.2	1.17	3.1	7.3	0.3	0.0031	0.0009	vlst	0.82	0.20
3	180	6.5	15.1	1.21	3.0	4.9	0.4	0.0044	0.0013	vlst	0.99	0.19
4	180	8.7	14.8	1.29	3.0	3.6	0.6	0.0059	0.0017	vlst	1.02	0.15
5	180	14.5	14.8	1.49	2.7	2.2	0.8	0.0084	0.0010	vlst	1.03	0.09
6	180	20.5	14.4	1.80	2.5	1.5	1.0	0.0108	0.0012	vlst	1.01	0.06
7	90	2.2	15.5	1.13	6.5	7.4	0.3	0.0016	0.0005	vlst	1.02	0.32
8	90	4.3	15.8	1.30	6.1	3.8	0.5	0.0030	0.0008	vlst	0.96	0.13
9	90	6.5	15.4	1.50	5.9	2.5	0.8	0.0043	0.0018	vlst	0.96	0.08
10	90	8.7	14.9	1.70	5.5	1.8	1.1	0.0058	0.0013	vlst	1.02	0.06
11	90	14.5	14.4	2.34	4.5	1.1	1.4	0.0072	0.0011	vlst	1.00	0.04
12	90	20.5	14.3	3.30	3.8	0.7	1.7	0.0088	0.0012	vlst	0.98	0.02
13	45	2.2	16.9	1.26	7.7	3.9	0.5	0.0015	0.0007	gas	1.02	0.16
14	45	4.3	16.0	1.70	6.7	1.9	1.1	0.0031	0.0009	gas	0.90	0.06
15	45	6.5	15.5	2.26	6.4	1.2	1.5	0.0041	0.0009	gas	0.96	0.04
16	45	8.7	14.2	2.87	5.5	0.9	1.7	0.0043	0.0008	gas	0.94	0.03
17	45	14.5	14.1	5.56	3.9	0.5	2.4	0.0062	0.0009	gas	0.88	0.03
18	45	20.5	14.0	9.49	3.0	0.4	2.9	0.0075	0.0010	gas	0.88	0.03
19	9	6.5	17.0	12.28	10.9	0.3	3.0	0.0018	0.0001	gas	1.07	0.03
20	9	8.7	16.2	26.23	8.4	0.2	3.8	0.0022	0.0001	gas	1.05	0.02
21	9	14.5	14.7	153.28	4.4	0.1	5.5	0.0030	0.0002	gas	0.89	0.03
22	9	20.5	14.5	347.43	3.4	0.1	6.3	0.0033	0.0002	gas	0.97	0.05

Figuur V.1: relatieve fout bij $v_g = 90$ en 180 m/hr



Figuur V.2: relatieve fout bij $v_g = 9$ en 45 m/hr



Tabel V.2: Stofoverdrachtsgegevens voor Berl-zadels (Semmelbauer).

<u>SEMMELBAUER</u>		alpha	0.00755	0.012	0.011	delta =	
		beta	0.25	0.012	0.011	.	
		gamma	0.85	0.012	0.011		
mx	vl	vg	k'l	k'g	k'ol	aw/as	kol*aw
0.179	2.2	180	3.38E-05	6.38E-03	3.28E-05	0.088939	0.002220
0.177	4.3	180	5.12E-05	6.38E-03	4.90E-05	0.122339	0.004560
0.177	6.5	180	6.53E-05	6.38E-03	6.17E-05	0.147424	0.006924
0.174	8.7	180	7.76E-05	6.38E-03	7.25E-05	0.168283	0.009289
0.174	14.5	180	1.05E-04	6.38E-03	9.63E-05	0.212871	0.015601
0.172	20.5	180	1.30E-04	6.38E-03	1.16E-04	0.249862	0.022085
			0.00E+00				
0.180	2.2	90	3.38E-05	4.21E-03	3.23E-05	0.088939	0.002188
0.182	4.3	90	5.12E-05	4.21E-03	4.80E-05	0.122339	0.004467
0.179	6.5	90	6.53E-05	4.21E-03	6.01E-05	0.147461	0.006744
0.175	8.7	90	7.76E-05	4.21E-03	7.02E-05	0.168283	0.008991
0.172	14.5	90	1.05E-04	4.21E-03	9.20E-05	0.212871	0.014903
0.171	20.5	90	1.30E-04	4.21E-03	1.10E-04	0.249862	0.020925
			0.00E+00				
0.190	2.2	45	3.38E-05	2.78E-03	3.17E-05	0.088939	0.002148
0.183	4.3	45	5.12E-05	2.78E-03	4.65E-05	0.122339	0.004331
0.180	6.5	45	6.53E-05	2.78E-03	5.77E-05	0.147424	0.006478
0.170	8.7	45	7.76E-05	2.78E-03	6.67E-05	0.168283	0.008536
0.169	14.5	45	1.05E-04	2.78E-03	8.61E-05	0.212871	0.013954
0.169	20.5	45	1.30E-04	2.78E-03	1.02E-04	0.249862	0.019345
0.185	8.7	9	7.76E-05	1.07E-03	5.58E-05	0.168283	0.007141
0.174	14.5	9	1.05E-04	1.07E-03	6.73E-05	0.212871	0.010905
0.172	20.5	9	1.30E-04	1.07E-03	7.63E-05	0.249862	0.014502

Tabel V.3: Stofoverdrachtsgegevens voor pakkingsdeeltjes < .5 inch (ONDA)

mx	vl	vg	k'l	k'g	k'ol	aw/as	kol*aw
		a		1.45	0.012	0.011	
		b		0.0051	0.012	0.011	
ONDA		c		2.00	0.012	0.011	
0.179	2.2	180	2.14E-05	4.71E-04	1.71E-05	0.176538	0.002291
0.177	4.3	180	2.88E-05	4.71E-04	2.14E-05	0.226089	0.003683
0.177	6.5	180	3.43E-05	4.71E-04	2.43E-05	0.260239	0.004814
0.174	8.7	180	3.90E-05	4.71E-04	2.64E-05	0.286939	0.005773
0.174	14.5	180	4.90E-05	4.71E-04	3.07E-05	0.339580	0.007930
0.172	20.5	180	5.74E-05	4.71E-04	3.36E-05	0.379296	0.009686
		ERR					
0.180	2.2	90	2.14E-05	2.90E-04	1.52E-05	0.176538	0.002036
0.182	4.3	90	2.88E-05	2.90E-04	1.86E-05	0.226089	0.003203
0.179	6.5	90	3.44E-05	2.90E-04	2.07E-05	0.260287	0.004093
0.175	8.7	90	3.90E-05	2.90E-04	2.21E-05	0.286939	0.004816
0.172	14.5	90	4.90E-05	2.90E-04	2.47E-05	0.339580	0.006377
0.171	20.5	90	5.74E-05	2.90E-04	2.66E-05	0.379296	0.007674
		ERR					
0.190	2.2	45	2.14E-05	1.79E-04	1.31E-05	0.176538	0.001763
0.183	4.3	45	2.88E-05	1.79E-04	1.53E-05	0.226089	0.002636
0.180	6.5	45	3.43E-05	1.79E-04	1.66E-05	0.260239	0.003285
0.170	8.7	45	3.90E-05	1.79E-04	1.71E-05	0.286939	0.003729
0.169	14.5	45	4.90E-05	1.79E-04	1.87E-05	0.339580	0.004834
0.169	20.5	45	5.74E-05	1.79E-04	1.98E-05	0.379296	0.005704
		ERR					
0.191	6.5	9	3.43E-05	5.88E-05	8.47E-06	0.260239	0.001676
0.185	8.7	9	3.90E-05	5.88E-05	8.50E-06	0.286939	0.001856
0.174	14.5	9	4.90E-05	5.88E-05	8.45E-06	0.339580	0.002184
0.172	20.5	9	5.74E-05	5.88E-05	8.61E-06	0.379296	0.002485

Tabel V.4: Ingevulde variabelen voor correlaties van Semmbauer en Onda.

$$\sigma(\text{keramiek}) = 61 \text{ E-3 [N/m]}$$

$$\sigma(\text{water}) = 72 \text{ E-3 [N/m]}$$

$$\mu(\text{water}) = 0.001 \text{ [kg/m/s]}$$

$$\mu(\text{lucht}) = 0.0188 \text{ E-3 [kg/m/s]}$$

$$D(\text{tolueen in lucht}) = 0.084 \text{ E-4 [m}^2\text{/s]}$$

$$D(\text{tolueen in water}) = 0.85 \text{ E-9 [m}^2\text{/s]}$$

$$a_s (\text{Novalux Torus-zadels}) = 761 = 622 * (.71/.61) \text{ [m}^2\text{/m}^3\text{]}$$

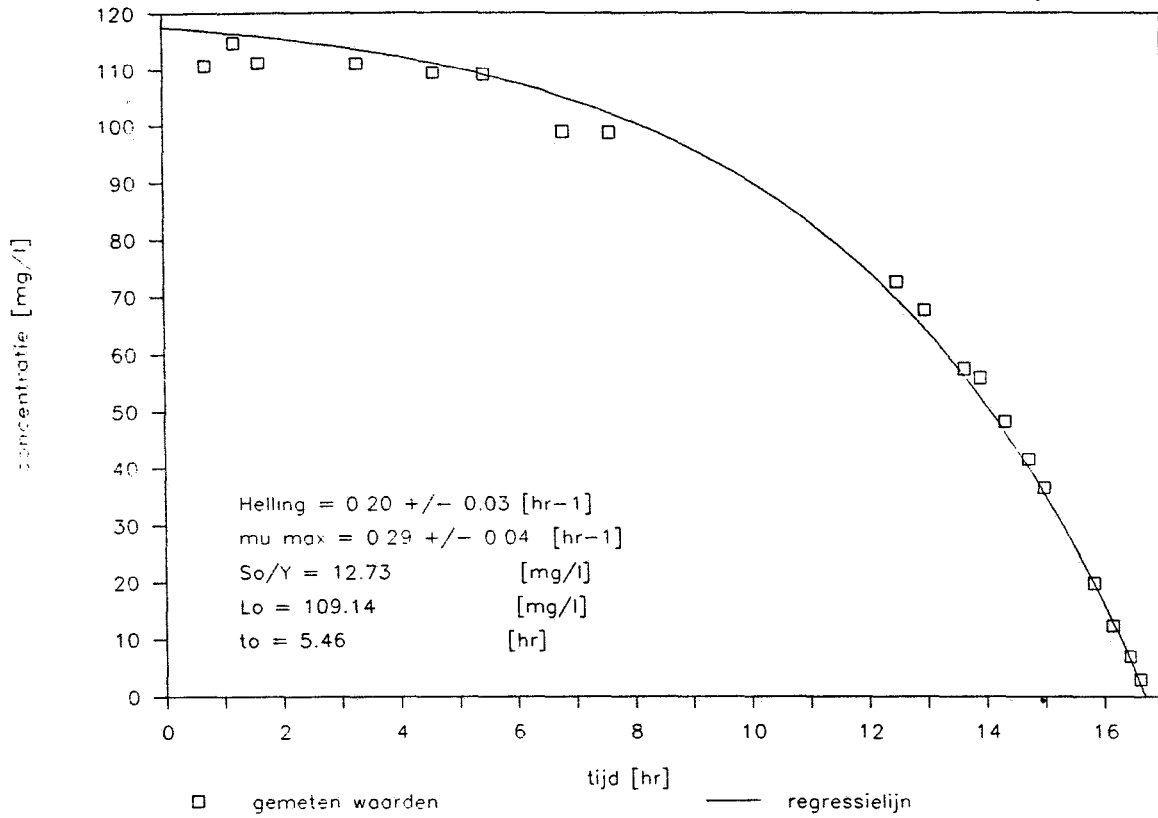
(gecorrigeerd met porositeit)

$$d_p (\text{Novalux Torus-zadels}) = 0.0125 \text{ [m]}$$

BIJLAGE VI GEGEVENS VAN EXPERIMENTEN TER BEPALING VAN DE MAXIMALE GROEISNELHEID

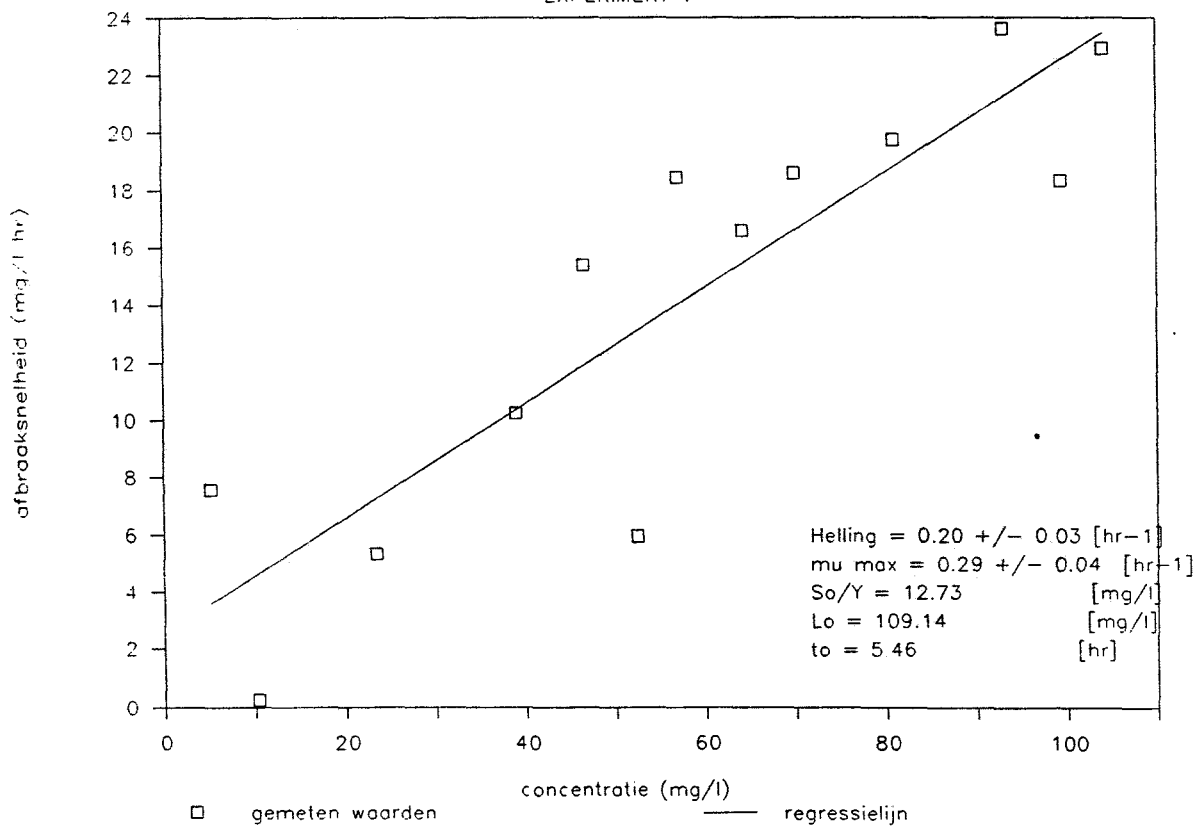
Afbraakcurve

EXPERIMENT 1



Bepaling van de max. groeiselheid

EXPERIMENT 1

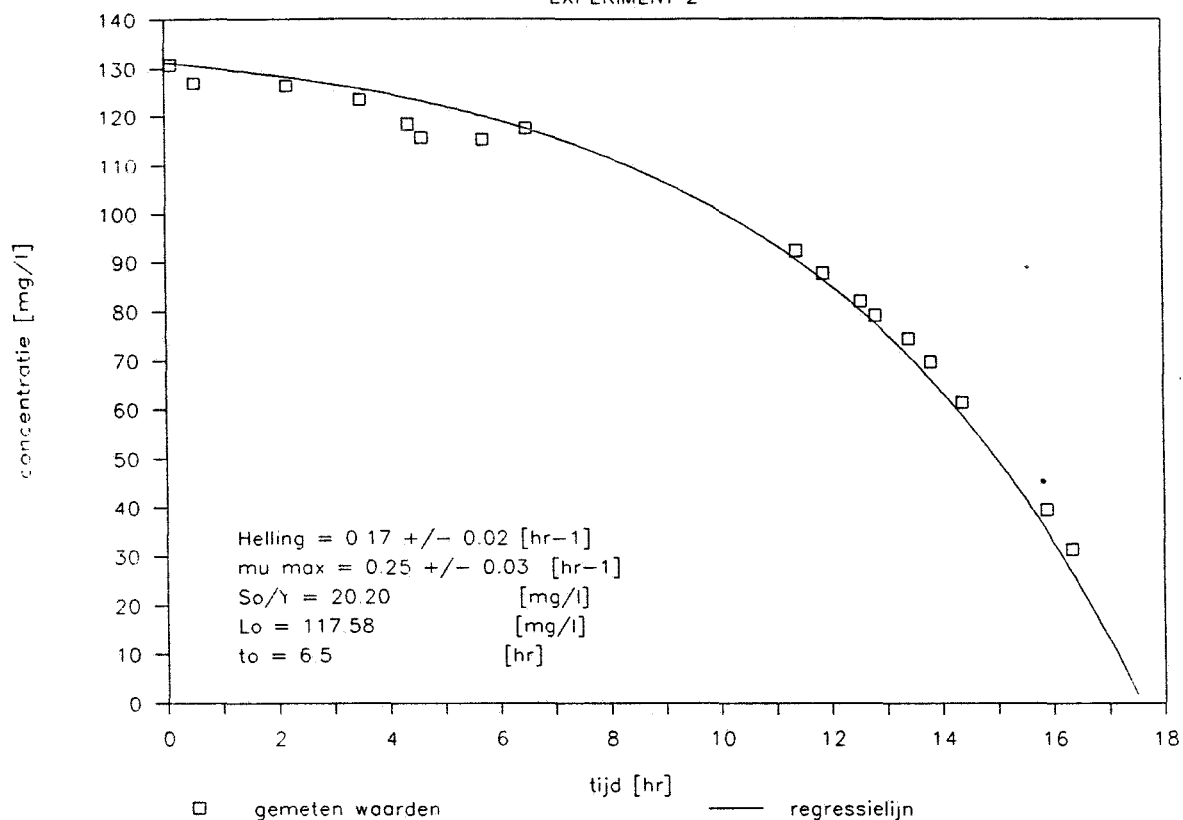


Experiment 1

tijd [hr]	L [mg/l]	L gem. [mg/l]	Lo-L gem. [mg/l]	-dL/dt [mg/l/hr]		
0.73	110.68					
1.23	114.79	112.73				
1.63	111.17	112.98				
3.31	111.12	111.15				
4.61	109.44	110.28				
5.46	109.14	109.29				
6.81	98.93	104.04	5.10	7.56	Regressio	n Output:
7.60	98.73	98.83	10.31	0.25	Constant	2.56
12.48	72.72	85.73	23.41	5.34	Std Err of Y Est	3.70
12.96	67.77	70.25	38.89	10.25	R Squared	0.77
13.63	57.51	62.64	46.50	15.38	No. of Observation	s 13.00
13.89	55.93	56.72	52.42	5.95	Degrees of Freedom	11.00
14.31	48.25	52.09	57.05	18.43	X Coefficient(s)	0.20
14.71	41.61	44.93	64.21	16.60	Std Err of Coef.	0.03
14.98	36.66	39.13	70.01	18.58		
15.83	19.86	28.26	80.88	19.76		
16.14	12.38	16.12	93.02	23.62	So/Y =	12.73 [mg/l]
16.43	7.03	9.70	99.44	18.35	Lo =	109.14 [mg/l]
16.61	3.02	5.02	104.12	22.93		

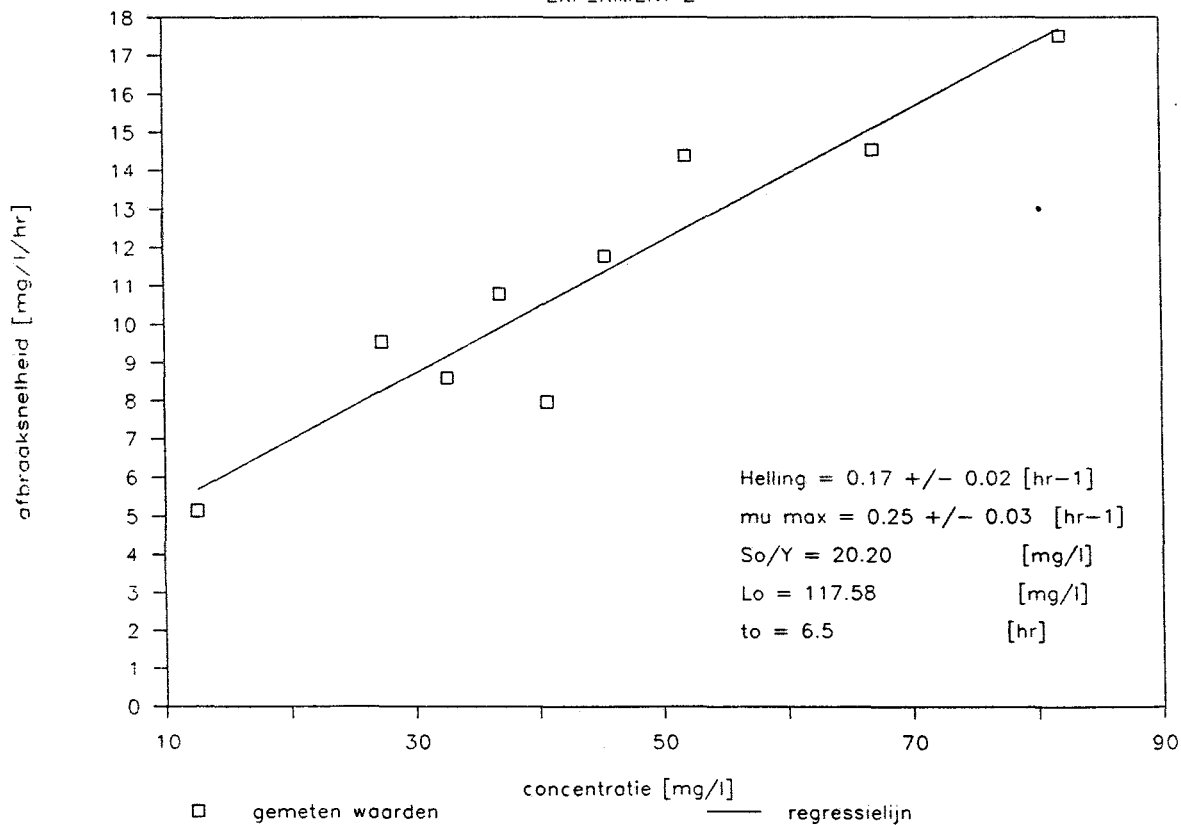
Afbraakcurve

EXPERIMENT 2



Bepaling van max. groeisnelheid

EXPERIMENT 2



Experiment 2

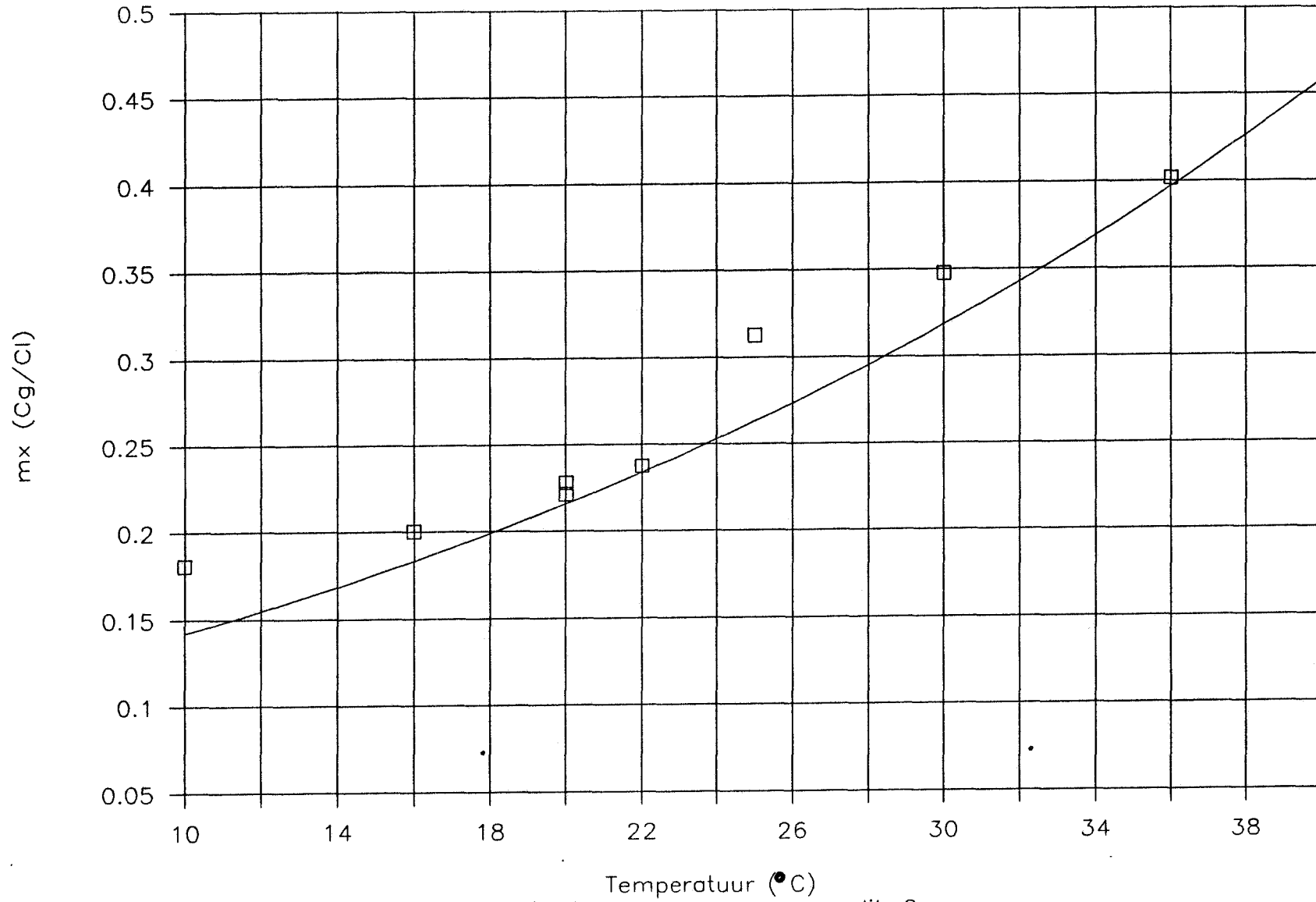
tijd [hr]	L [mg/l]	L gem. [mg/l]	Lo-L gem. [mg/l]	-dL/dt [mg/l/hr]
--------------	-------------	------------------	---------------------	---------------------

0.11	130.80			
0.54	126.89	128.85		
2.19	126.39	126.64		
3.51	123.37	124.88		
4.37	118.42	120.90		
4.61	115.69	117.06		
5.71	115.30	115.50		
6.50	117.58	116.44		
11.38	92.49	105.03	12.54	5.14
11.87	87.88	90.19	27.39	9.53
12.54	82.09	84.99	32.59	8.59
12.81	79.21	80.65	36.92	10.78
13.40	74.51	76.86	40.71	7.95
13.80	69.80	72.15	45.42	11.77
14.38	61.53	65.66	51.91	14.39
15.88	39.68	50.60	66.97	14.57
16.34	31.50	35.59	81.99	17.52

Regressio	n	Output:
Constant		3.50
Std Err of Y Est		1.41
R Squared		0.88
No. of Observation	s	9.00
Degrees of Freedom		7.00
X Coefficient(s)		0.17
Std Err of Coef.		0.02
So/Y =		20.20 [mg/l]
Lo =		117.58 [mg/l]

Verdelingscoef. (mx) vs. Temperatuur

vergelijking tussen literatuurwaarden



lit. 1
Ländold-Börnstein

lit. 2

$$m = \frac{0.219}{T+273} \exp\left(10.46 - \frac{3751}{T+273}\right)$$

BIJLAGE VIII: INSTELLING VAN DE GASCHROMATOOGRAAF

kolom : Chromosorb 101

lengte : 1 m

temperatuur

oven : 180°C

detector : 200°C

injectie : 200°C

druk

draaggas, N2 : 1 ato

detector, H2 : .5 ato

detector, lucht : 1 ato

retentietijd :± 2.2 min

Rädertiere

Familie Habrotrichidae, Pillen-Rädertiere. Kauapparat arbeitet mahlend und kauend (ramat). Hinter dem Kauapparat ein kurzes Rohr mit Wimpern, in dem Nahrungspartikel in eine Vakuole geleitet werden. Gefüllte Vakuolen reißen sich los und wandern als dunkle „Pillen“ (Nahrungsvakuolen) durch die lumenlose Plasmamasse des Magens. Augen fehlen.

1 a Habrotricha (Callidina) constricta. Baut kein Gehäuse. Kutikula mit winzigen Höckern und Poren. Beide Wimperscheiben liegen eng zusammen, Räderorgan schmaler als der Hals. Schlundrohr sehr lang. G 160–360 µm. L Moose, im Erdreich, in Blatt- und Nadelstreu, zwischen Wasserpflanzen.

1 b Habrotricha lata. Kurz, breit, stark abgeflacht. Baut kein Gehäuse. Kutikula glatt. G Um 200 µm. L Zwischen Moosen und Blattstreu, zwischen Wasserpflanzen; verbreitet.

1 c Habrotricha angusticollis. Fuß sehr klein. Hals mit 4 Wülsten. Schlundrohr sehr lang. Baut zunächst farbloses, dann grau-grün oder braun werdendes Gehäuse aus Sekret. G 260 bis 280 µm. L In Mooren zwischen Moosen, auf Quellmoos (*Fontinalis*).

Familie Adinetidae, Spanner-Rädertiere. Kauapparat arbeitet mahlend und kauend (ramat). Räderorgan eine bauchwärts gestellte Wimperscheibe; wird beim Kriechen nicht eingezogen. Rüssel zweiflügelig. Schnelle, unruhig zuckende Gleitbewegungen.

2 a Adineta barbata. Rüssel beidseits mit langen Sinnesborsten. Glashell, farblos oder rötlich. Sehr lebhaft. G Bis 400 µm. L Zwischen Torfmoos, in Moosen auf Dächern und Bäumen.

2 b Adineta vaga var. minor. Rüssel schwach beborstet. Scheinsegmentierung des Rumpfes allmählich zum Fuß hin verschmälert. G 250–500 µm. L Torfmoose, zwischen Wasserpflanzen; verbreitet.

2 c Adineta gracilis. Rüssel unbeborstet. Kutikula glatt. Schlank. Farblos. G 200–300 µm. L In Ufersanden und feuchten Moospolstern. A Bis 500 µm, Kutikula mit kleinen Höckern; *A. tuberculosa*.

Familie Philodinidae. Der Kauapparat arbeitet mahlend und kauend (ramat).

3 Mniochia (Callidina) magna, Moos-Rädertier. Fuß sehr kurz, 3–4gliedrig; Fußende als kleine Haftscheibe ohne Zehen ausgebildet. Keine Augen. Rötlich. Kutikula durch Höckerchen punktiert. G 400–750 µm. L Kriecht sehr langsam zwischen Wasserpflanzen, in Moospolstern und Flechtenlagern.

4 Gattung Rotaria, Teleskop-Rädertiere. 2 Augenflecke im Rüssel vor dem Dorsaltaster; Rüssel vorstreckbar; Fuß 5–8gliedrig, 3 Zehen. Schlank. Lebendgebärend.

4 a Rotaria rotatoria (Rotifer vulgaris). Kutikula glatt, Dorsaltaster kurz, Rumpf allmählich in den Fuß übergehend. Undurchsichtig-weißlich. G 230–1100 µm. L Wasseransammlungen aller Art, Belebtschlamm von Kläranlagen; häufig.

4 b Rotaria rotatoria citrina. Kutikula punktiert. Durch grünliche Körnchen gefärbt. Dorsaltaster kurz. G 600–1100 µm. L Uferform in Teichen und Tümpeln; verbreitet.

4 c Rotaria tardigrada. Kopf und Fuß farblos, Rumpfkutikula dunkelbraun, stark gefaltet, klebrig, mit Detritus überkrustet. Rüssel breit. G 360–700 µm. L Moore, Tümpel; verbreiteter Einzelgänger.

4 d Rotaria macroceros. Kutikula glatt, durchsichtig. Rüssel kurz. Dorsaltaster sehr lang und beweglich, beim Schwimmen nach vorne gerichtet. G 250–300 µm. L Moorgräben, Teiche; ganze Gesellschaften in gemeinsamen, lockeren Detritusnestern.

4 e Rotaria neptunia. Kriechfuß sehr dünn und lang; Fußglieder ähnlich ausziehbarer Radlo-antenne. Weißlich-durchscheinend. G Bis 1,8 mm lang. L Schlammige Seen, Tümpel, Flüsse; weit verbreitet. IV.

5 Gattung Philodina, Rüsselrädchen. 2 Augenflecke hinter dem Dorsaltaster auf dem Gehirn. Rumpfkutikula dünn, glatt; 4 Zehen, eierlegend.

5 a Philodina roseola. Rötlich. Auf beiden Wimperscheiben je 1 Sinnesborste. Fuß aus 5 Scheinsegmenten. Magen eine gleichmäßige Plasmamasse mit zentralem, bewimpertem Rohr. G 320–540 µm. L Teiche und Moore, verbreitet. A Um 360 µm, farblos; *P. acuticornis*.

5 b Philodina citrina. Rumpf mit Längsfalten, Kutikula punktiert, gelbgrün; Kopf und Fuß weiß. G 300–500 µm. L Zwischen Wasserpflanzen, in Blaualgen-Watten.

5 c Philodina megalotrocha. Farblos, sackförmig. Dorsaltaster lang. Wimperscheiben sehr groß. G 120–270 µm. L Tümpel, Seen; Uferform. Aquarienfilter.

6 Gattung Dissotrocha, Leder-Rüsselrädchen. 2 Augenflecke hinter dem Dorsaltaster. Rumpfkutikula derb, lederartig; 4 Zehen; lebendgebärend.

6 a Dissotrocha (Philodina) aculeata. Weißgrau oder braun. Räderorgan relativ klein. Kutikula dick, längsgefaltet, bildet auf dem Rumpfrücken 2 bis über 20 Stacheln. G 350–500 µm. L Seen, Teiche, Moore; Einzelgänger, weit verbreitet.

6 b Dissotrocha aculeata macrostyla. Rückenseite stachellos. Körper weißlich, klebrig, oft mit anhängenden Detritusteilchen. Kutikula glatt, mit braunen Stäbchen besetzt oder mit Sekretwülsten. G 360–480 µm. L Moorgewässer, in Ufersanden.

