

NN31545.0997

augustus 1977

Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding  
Wageningen

**BIBLIOTHEEK DE HAFF**  
Droevendaalsesteeg 3a  
Postbus 241  
6700 AE Wageningen

**KWANTITATIEVE ASPECTEN VAN LANDBEHANDELING  
AFVALWATER IN LYSIMETERS**

C. Jol

student milieuhygiëne, landbouwhogeschool

verslag praktijktijd voor het vak bodem-  
verontreiniging 1 oktober - 31 december 1976

Nota's van het Instituut zijn in principe interne communicatiemidde-  
len, dus geen officiële publikaties.  
Hun inhoud varieert sterk en kan zowel betrekking hebben op een  
eenvoudige weergave van cijferreeksen, als op een concluderende  
discussie van onderzoeksresultaten. In de meeste gevallen zullen de  
conclusies echter van voorlopige aard zijn omdat het onderzoek nog  
niet is afgesloten.  
Bepaalde nota's komen niet voor verspreiding buiten het Instituut  
in aanmerking

1790566 13 FEB. 1998

CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS



0000 0941 2830

## I N H O U D

	blz.
1. INLEIDING	1
2. UITVOERING EN ENKELE RESULTATEN VAN DE LYSIMETERPROEVEN	2
2.1. Proefopzet; meet-, bemonsterings- en analysemethoden	2
2.2. Eigenschappen van de grond in de lysimeters	7
2.3. Toediening van het afvalwater aan de lysimeters	8
2.4. Samenstelling van het afvalwater en drainwater	8
2.5. Methode en enkele resultaten van de metingen van van het zuurstofgehalte en de redoxpotentiaal	10
2.6. De eliminatie van de organische stof uit het afvalwater	12
2.7. De stikstofhuishouding in de lysimeters	16
3. DE ZUURSTOFHUISHOUDING IN DE LYSIMETER WAARAAN 200 mm AFVALWATER PER 4 WEKEN GEGEVEN WERD	19
3.1. Inleiding	19
3.2. Wiskundige omschrijving van het verband tussen zuurstofconsumptie, zuurstofgehalte, diffusiecoëf- ficient in de bodem	19
3.3. Toetsing van de gevonden relatie aan de uitkomsten van het experiment	27
4. HET FUNKTIONEREN VAN EEN VLOETVELD IN DE PRAKTIJK	31
5. SAMENVATTING EN CONCLUSIES	32
6. LITERATUUR	35

## 1. INLEIDING

Omdat er door de overheid eisen zijn gesteld aan de kwaliteit van te lozen afvalwater, zijn ook de agrarische industriën verplicht hun afvalwater een voorbehandeling te geven, alvorens dit te lozen op het oppervlaktewater. Omdat het bouwen van een afvalwaterzuiveringsinstallatie voor deze in het algemeen kleine industriën een dure aangelegenheid is, wordt in sommige gevallen landbehandeling van het afvalwater toegepast. Bevloeiing of beregening van afvalwater is voor de agrarische industriën om de volgende redenen aantrekkelijk:

- deze industriën beschikken vaak over een stuk grond
- deze industriën zijn vaak gelegen op zandgrond, wat gunstig is voor de zuivering van afvalwater door middel van landbehandeling
- agrarisch afvalwater is in het algemeen gemakkelijk afbreekbaar en bevat meestal geen toxische stoffen
- deze methode is veel goedkoper dan zuivering door middel van een zuiveringsinstallatie
- het afvalwater heeft een bemestende waarde, wat een kostenbesparend effect kan hebben.

De grootte van de hoeveelheid toe te dienen afvalwater dient zodanig gekozen te worden, dat de zuiveringscapaciteit van de bodem niet overschreden wordt. De zuiveringscapaciteit van de grond hangt samen met: de grootte van het gasgevuld poriënvolume, vorm van de poriën, bodemsamenstelling, grondwaterstand en het type afvalwater.

Daarnaast is frequentie van toediening, het volume en de vervuilingsgraad van het afvalwater belangrijk. Om een indruk te krijgen van de zuiveringscapaciteit van de bodem en de rol die bovengenoemde factoren daarbij spelen, is het lysimeter experiment opgezet.

In de proef wordt aan 7, met grond gevulde, lysimeters afvalwater toegediend. Tussen de lysimeters bestaan onderling verschillen wat betreft hoeveelheid en/of frequentie van toediening en/of verdunningsgraad van het toegediende afvalwater. Het afvalwater is voor alle lysimeters identiek. Aan de hand van de metingen en analyses is een indruk verkregen van de zuiverings capaciteit en van de processen in de bodem tijdens de zuivering. Het uiteindelijke doel van het experiment is, om formules te ontwikkelen die een voorspellende waarde bezitten ten aanzien van de zuiveringscapaciteit van een bodem, waarvan diverse grootheden, zoals vochtgehalte en diffusiecoëfficiënt, bekend zijn.

De werkzaamheden gedurende de praktijktijd bestonden uit het verlenen van medewerking aan de veldwerkzaamheden, de chemische analyses en de verwerking van de resultaten. Daarnaast werd de zuurstofhuishouding van één lysimeter nader bekeken met behulp van theorie en experimenten. Tevens werd een meting uitgevoerd van een belangrijke parameter, de diffusiecoëfficiënt volgens de methode beschreven door BAKKER in 1970 en werd kennis gemaakt met uitvoering en resultaten van een onderzoek betreffende een vloeiveld van een aardappelschilbedrijf in Odiliapeel.

In dit verslag zal aan de volgende onderwerpen aandacht worden besteed: uitvoering en enkele resultaten van de lysimeterproeven, de zuurstofhuishouding in de lysimeter waaraan 200 mm afvalwater per 4 weken gegeven wordt en het functioneren van een vloeiveld van een aardappelschilbedrijf.

## 2. UITVOERING EN ENKELE RESULTATEN VAN DE LYSIMETERPROEVEN

### 2.1. P r o e f o p z e t ; m e e t - , b e m o n s t e r i n g s - e n a n a l y s e m e t h o d e n

Voor dit experiment is gebruik gemaakt van 7 overdekte lysimeters, die gelegen zijn op de proefboerderij 'Sinderhoeve' te Renkum. Door de overdekking zijn de lysimeters beschermd tegen neerslag. Voor de beregeningsproeven is gebruik gemaakt van lysimeters, omdat hierin

de waterbalans betrekkelijk eenvoudig nagegaan kan worden en omdat hierin de grondwaterstand op constante hoogte kan worden gehouden. De grondwaterstand werd op 1 m gehouden door middel van een systeem, zoals afgebeeld staat in fig. 1. Afvoer van het water vond plaats op - 1,35 m.

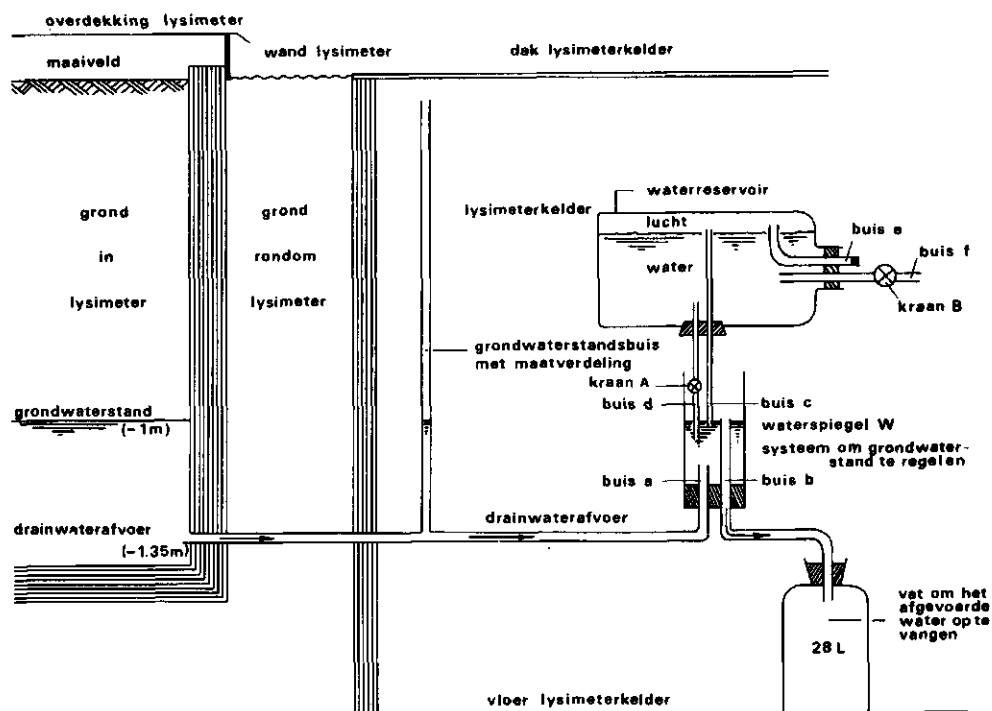


Fig. 1. Situatieschets van een lysimeter en de daaraan grenzende lysimeterkelder met daarin het mechanisme voorgesteld ter handhaving van een constante grondwaterspiegel in de lysimeter. Verklaring zie tekst. (De verhoudingen in deze figuur zijn gedeeltelijk onjuist voorgesteld)

In fig. 1 staat schematisch de toestand in de lysimeter en in de lysimeterkelder weergegeven. In de kelder werd de grondwaterstand afgelezen en geregeld en tevens het af te voeren water opgevangen. De hoogte van de grondwaterspiegel in de lysimeter is afhankelijk van de hoogte van de bovenkant van buis b. Stijgt de grondwaterspiegel

in de lysimeter door toediening van afvalwater, dan stijgt waterspiegel W ook, waardoor er afvoer plaatsvindt, door buis b totdat de grondwaterspiegel weer op het oude peil gezakt is. Deze grondwaterspiegel zakt niet verder (b.v. door uitdroging van de grond) omdat bij verder zakken van waterspiegel W lucht toegevoerd wordt via buis C in het waterreservoir, waardoor uit dit waterreservoir water toestroomt via buis d en de openstaande kraan A totdat het oude niveau bereikt is. Meer water stroomt niet toe, door het ontstaan van een onderdruk in het waterreservoir. Het waterreservoir kan aangevuld worden door middel van kraan B, waarbij kraan A gesloten en buis e geopend moet worden opdat er lucht kan ontsnappen.

Aan de lysimeters werd volgens een bepaald schema water gegeven, zie tabel 1. Aan sommige lysimeters werd schoon water gegeven om daarmee het effect van neerslag na te bootsen.

Tabel 1. Schema van de hoeveelheid en frequentie van de afvalwatergiftten aan de lysimeters (oppervlakte lysimeter:  $1,68 \text{ m}^2$ )

nr. lysimeter	hoeveelheid afvalwater		hoeveelheid schoon water		frequentie
	mm	liter	mm	liter	
9	100	168	-	-	1 x per 4 weken
10	100	168	100	168	1 x per 4 weken
11	50	84	-	-	1 x per 2 weken
12	50	84	50	84	1 x per 2 weken
13	25	42	-	-	1 x per 2 weken
14	25	42	25	42	1 x per 2 weken
15	200	336	-	-	1 x per 4 weken

Omdat de oppervlakte van een lysimeter  $1,68 \text{ m}^2$  is, komt 100 mm overeen met 168 liter.

Uit tabel 1 volgt dat eenmaal in de twee weken afvalwater gegeven werd. Daarbij wisselden een 'grote gift' (afvalwatergift aan alle lysimeters) en een 'kleine gift' (afvalwater aan lysimeters 11 t/m 14)

elkaar af. Op 11 november 1975 werd begonnen met afvalwater geven.

De volgende metingen in het veld werden verricht:

- zuurstofgehalten in de bodemlucht op 25,50 en 75 cm diepte, eens in de 1, 2 of 3 dagen. Zie hoofdstuk 2.5
- redoxpotentiaal van de bodem op 25,50 en 75 cm diepte, eens in de 1, 2 of 3 dagen. Zie hoofdstuk 2.5
- temperatuur van de grond (op 15 cm diepte) en van het afgevoerde water, eenmaal in de week
- grondwaterstand met behulp van grondwaterstandsbuis (zie fig. 1); werd gemeten vóór het geven van een afvalwatergift
- volume van de afvoer, zodanig dat bekend is met welke hoeveelheid water de gevonden concentraties van diverse stoffen bij de chemische analyse van het afgevoerde water corresponderen
- vochtgehalten op 10 verschillende diepten met behulp van een  $\gamma$ -sonde. Deze methode is beschreven door RYHINER en PANKOW in 1969. Hiertoe zijn 2 buizen in de lysimeter ingegraven, 1 voor de plaatsing van een stralingsbron en 1 voor de detector. Tussen het vochtgehalte en de hoeveelheid opgevangen straling bestaat een afhankelijkheid. Een voordeel van deze methode is, dat bij de bepaling het profiel niet verstoord wordt. Helaas is het niet mogelijk met deze methode vochtgehalten te meten tijdens snelle veranderingen van de vochtgehalten in het profiel, zoals plaats heeft tijdens en vlak na het water geven. Een ander nadeel is, dat slechts zeer plaatselijk het vochtgehalte in de lysimeter gemeten wordt, maar dit zou ook met andere methoden het geval zijn.

Op het laboratorium werd de samenstelling van het afvalwater (bemonstering tijdens de gift, dus om de 2 weken) en het drainwater (bemonstering 2 dagen na de gift, om de 2 weken) bepaald. Van het drainwater werd een proportioneel monster samengesteld uit het afgevoerde water in de 2 voorafgaande weken. Bepaald werden:

- chemisch zuurstofverbruik uitgedrukt in mg O/l (COD) volgens NEN 3235-5.3
- som van organisch gebonden stikstof en ammoniumstikstof (KJELDAHL-N) volgens NEN 3235-6.5
- ammoniumstikstof ( $\text{NH}_4^+$ -N) volgens NEN 3235-6.1.1.

- nitraatstikstof ( $\text{NO}_3^-$ -N) volgens NEN 3235-6.4
- som van organisch gebonden en anorganisch fosfaat (P-tot) volgens NEN 3235-8.2
- anorganisch fosfaat ( $\text{o-PO}_4$ ) volgens NEN 3235-8.2
- kalium (K) met atoomabsorptie spectrofotometer
- chloride ( $\text{Cl}^-$ ) door middel van potentiometrische titratie met een gestelde  $\text{AgNO}_3$ -oplossing
- elektrisch geleidingsvermogen
- pH

Daarnaast werd iedere week de samenstelling van het bodemvocht bepaald op 6 verschillende diepten:  $\pm 14$  cm,  $\pm 29$  cm,  $\pm 44$  cm,  $\pm 59$  cm,  $\pm 81$  cm,  $\pm 94$  cm beneden maaiveld. Bepaald werden:

- chemisch zuurstofverbruik
- chloride
- elektrisch geleidingsvermogen
- nitraatstikstof

volgens bovengenoemde methoden. De bemonsteringsmethode die gevolgd werd is beschreven door PLOEGMAN in 1974. In fig. 2 staat deze methode afgebeeld.

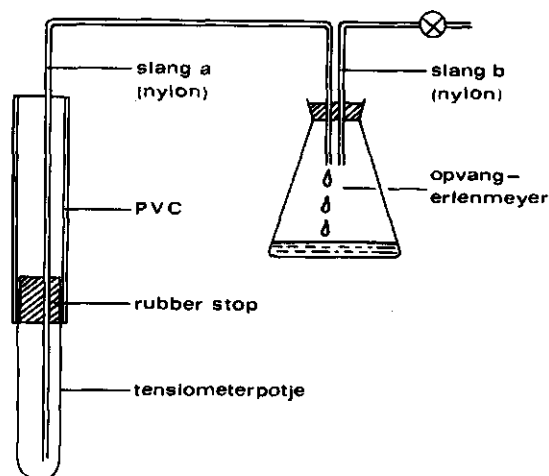


Fig. 2. Bemonsteringsmethode van het bodemvocht. Verklaring zie tekst.

Door middel van een vacuumpompje wordt via slang b het gehele systeem onderdruk gezogen, dus ook het op de desbetreffende diepte



ingegraven tensiometerpotje (zie fig. 2). Door deze onderdruk vloeit er water vanuit de omliggende grond in het tensiometerpotje. Hierdoor wordt de druk in het potje groter dan in de opvangervenemeyer zodat er een vloeistofstroompje van het tensiometerpotje naar de opvangervenemeyer ontstaat via slang a. In de lysimeters waren op elke diepte 2 tensiometerpotjes ingegraven. Ondanks dat 2 potjes op 1 diepte zijn ingegraven, is het monster dat verkregen wordt, waarschijnlijk niet geheel representatief voor het bodemvocht op de betreffende diepte. Een voordeel van de methode is, dat het profiel niet verstoord wordt. Een nadeel is dat waarschijnlijk relatief meer water uit grote dan uit kleine poriën wordt bemonsterd. Andere nadelen zijn dat bij lekkage het gehele systeem uitgegraven moet worden en dat bij vorst niet bemonsterd kan worden.

In de praktijk voldeed de methode goed. In sommige gevallen bleek de aangelegde onderdruk niet toereikend om bij de heersende vochtspanning in de bodem voldoende vocht te bemonsteren.

## 2.2. E i g e n s c h a p p e n v a n d e g r o n d i n d e l y s i m e t e r s

De bodemsamenstelling in de lysimeters was gelijk aan die van de omliggende grond op de proefboerderij 'Sinderhoeve' te Renkum. Bij het starten van het experiment is zoveel mogelijk getracht de profielopbouw in stand te houden. De bodemgesteldheid van het proefterrein 'Sinderhoeve' is onderzocht door de Stichting voor Bodemkartering te Wageningen (zie V.D. VOORT, 1959). Uit dit onderzoek bleek het volgende:

In de grond op Sinderhoeve heeft podzolering plaats, dit wil zeggen er vindt uitspoeling en inspoeling van humus plaats. De door natuurlijke begroeiing ontstane humusaanrijking werd en wordt naar beneden afgevoerd en weer afgezet.

De profielopbouw is als volgt:

A-horizont	0 - 30 cm	zwart humeus, zwak lemig, matig grof zand
B-horizont	30 - 55 cm	donkerbruin, zwak humeus, matig grof zand
" "	55 - 80 cm	lichtbruin zeer grof zand
C-horizont	80 -120 cm	blond zeer grof zand.

De pH-KCl is gemiddeld 4,5. Het humusgehalte is voor A-horizont, bovenste laag B-horizont en C-horizont respectievelijk 6,3, 3,3 en 0,2 gewichtsprocent.

Van de grond is tevens de diffusiecoëfficiënt voor zuurstof bekend:  $D_g = 2,0 (E_g)^{3,9}$ , waarin  $D_g$  = diffusiecoëfficiënt (in  $\text{cm}^2 \cdot \text{sec}^{-1}$ )  
 $E_g$  = luchtgevuld poriënvolume (in  $\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ )

### 2.3. Toediening van het afvalwater aan de lysimeters

Bij de toediening van het afvalwater aan de lysimeters werd de beregeningsmethode nagebootst door het afvalwater met een gieter toe te dienen. Bij de lysimeters, waaraan ook schoon water werd gegeven, werd afwisselend 10 liter afvalwater en 10 liter schoon water gegeven, opdat de vereiste verdunning werd verkregen. Bij het gieten moest er voor gezorgd worden dat het water over de gehele oppervlakte werd verspreid. Behalve bij lysimeter 10 en 15 was er van plasvorming langer dan een kwartier geen sprake.

Nadat begonnen was met afvalwater geven begon al heel snel de grondwaterspiegel te stijgen, waardoor afvoer van water plaatsvond. Na 2 dagen werd bijna zoveel water afgevoerd als er toegediend werd ten gevolge van verdringing van dit water door het toegediende water,

### 2.4. Samenstelling van het afvalwater en drainwater

De bemonstering van het afvalwater gebeurde tijdens de gift. Voordat het afvalwater aan de lysimeters toegediend werd, werden de zetmeelresten er uit verwijderd door het afvalwater + 1 uur te laten bezinken. Deze zetmeelresten zouden de bodemporiën kunnen verstoppen. Het afvalwater was afkomstig van een aardappelschilbedrijf in Odiliapeel (N.B.). In tabel 2 staat de samenstelling van het afvalwater vermeld.

Tabel 2. Samenstelling van het afvalwater gedurende de periode  
10-11-1975 t/m 1-11-1976 (25 giften)

	laagste waarde	gemiddelde waarde	hoogste waarde
COD (mg O <sub>2</sub> /l)	1088	2400	4270
Kjeldahl-N (mg/l)	19,7	53,6	119,7
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	0,0	9,1	24,6
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	0,0	0,5	3,9
P-tot (mg/l)	2,1	8,7	20,1
o-P (mg/l)	0,0	3,3	11,4
K <sup>+</sup> (mg/l)	82	134	209
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	35	89	209
el.gel.verm. (mmho)	450	1100	1556
pH	3,9	4,7	6,3

Bij de waarden in tabel 2 moet opgemerkt worden, dat voor lysimeters 9, 10 en 15 de waarden iets anders zijn omdat aan deze lysimeters in de genoemde periode slechts 13 giften zijn gegeven. De hoogste waarden voor de COD en de stikstofgehalten werden gemeten in de periode maart/april, in de rest van de periode lagen de concentraties in het algemeen dicht rond de gemiddelde waarden.

In tabel 3 staat de gemiddelde samenstelling van het drainwater van de lysimeters aangegeven.

Tabel 3. Gemiddelde samenstelling van het drainwater van de lysimeters  
gedurende de periode 10-11-1975 t/m 3-11-1976

nr. lysimeter	9	10	11	12	13	14	15
COD (mg O <sub>2</sub> /l)	218	190	86	110	46	42	535
Kjeldahl-N (mg/l)	3,5	3,9	1,6	2,4	0,9	0,7	9,8
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	2,6	3,3	0,9	2,1	0,2	0,3	6,7
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	0,8	0,8	1,6	1,6	1,6	2,6	5,5
P-tot (mg/l)	0,10	0,18	0,08	0,10	0,04	0,08	2,16
o-P (mg/l)	0,02	0,02	0,02	0,03	0,01	0,02	0,04

De gemiddelde waarden in tabel 3 zijn berekend als de som van de produkten van de volumes van de afvoer en de betreffende concentraties, gedeeld door de totale afvoer gedurende de hele periode. Uit de cijfers van P-tot en o-P blijkt de verregaande zuivering die plaats heeft voor fosfaat. Op de COD- en stikstofhuishouding zal in respectievelijk hoofdstuk 2.6 en 2.7 worden ingegaan.

## 2.5. Methode en enkele resultaten van de metingen van het zuurstofgehalte en de redoxpotentiaal

De redoxpotentiaal werd gemeten op 25,50 en 75 cm diepte met een millivoltmeter, waarbij de referentie-elektrode in de grond gezet werd en de meetelektrode in contact gebracht werd met de elektrode die tot de desbetreffende diepte was ingegraven. Een nadeel van deze meetmethode is dat de uitkomsten zeer afhankelijk zijn van de situatie rondom de elektrode. Op de uitkomsten van de meting wordt hier niet ingegaan.

Het zuurstofgehalte van de bodemlucht werd eveneens op 25,50 en 75 cm diepte gemeten. Hiertoe waren nylon slangetjes tot op de desbetreffende diepte ingegraven, waardoor de bodemlucht aangezogen en door de zuurstofmeter gemeten werd. Deze meter werd geijkt met de buitenlucht (21% O<sub>2</sub>).

In fig. 3 zijn de zuurstofgehalten op 3 verschillende diepten als functie van de tijd uitgezet. Als voorbeelden zijn genomen de zuurstofgehalten in lysimeter 9, 10, 11 en 15 gedurende 8 weken.

Bij het trekken van conclusies uit fig. 3 moet rekening gehouden worden met de discontinuïteit van de zuurstofmetingen. Zo is het mogelijk dat in lysimeter 15 anaërobie optreedt tussen de gift op 20-9 en de derde dag na gift. Uit fig. 3 kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- alleen in lysimeter 15 wordt anaërobie gemeten
- vlak voor een gift is het zuurstofgehalte in alle lysimeters 19% of hoger
- op veel trajecten blijkt het zuurstofgehalte op 50 cm veel meer verschilt van dat op 25 cm diepte dan van het zuurstofgehalte op

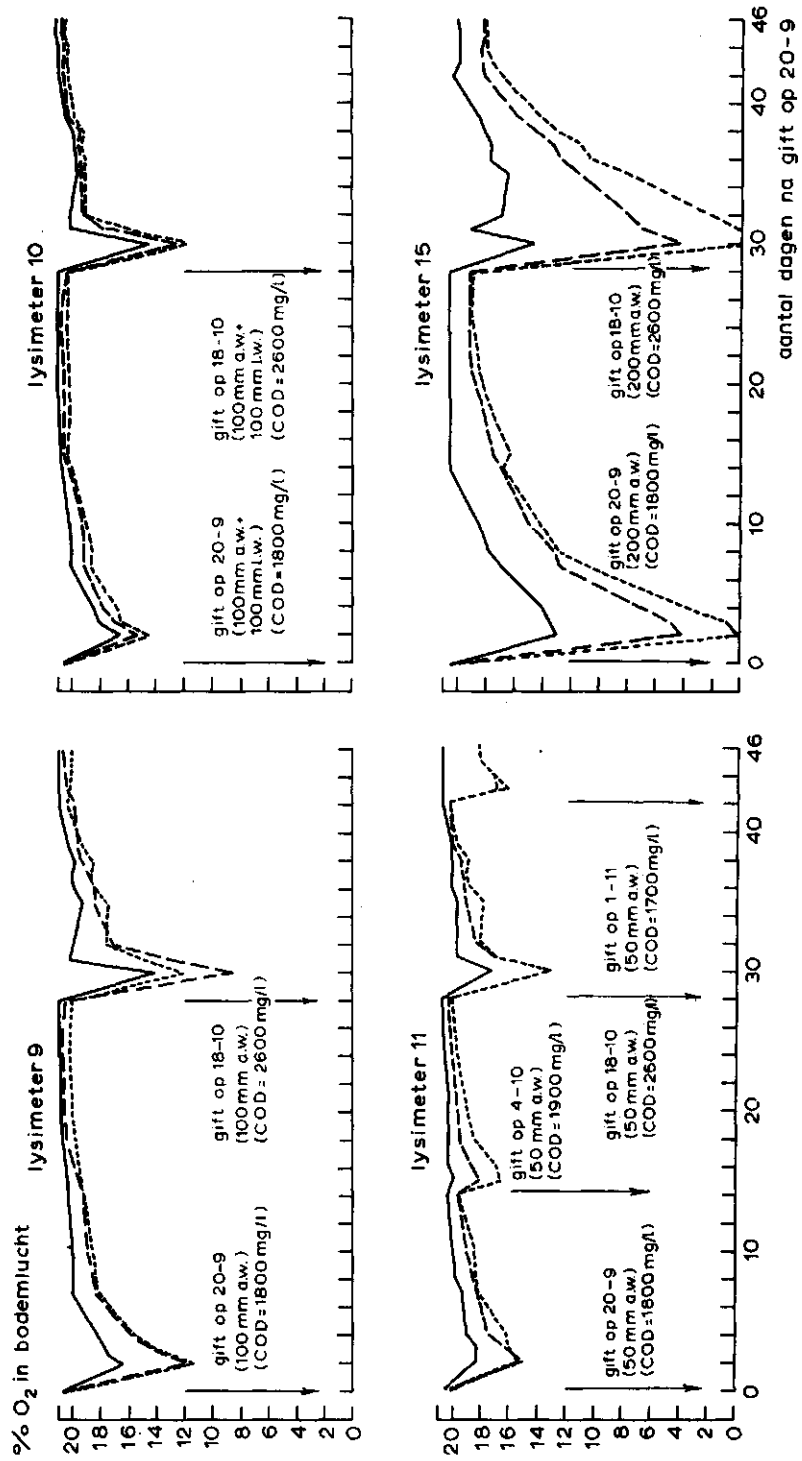


Fig. 3. Het zuurstofgehalte van de bodemlucht in lysimeters 9, 10, 11 en 15 gedurende de periode 20-9 tot en met 5-11-1976

— : Zuurstofgehalte op 25 cm diepte  
 - - - : " " " 50 cm diepte  
 - · - · : " " " 75 cm diepte

- 75 cm diepte, waarmee het soms sterk overeenkomt. Dit verschijnsel hangt samen met de verdeling van het afvalwater over het profiel en de grootte van de diffusiecoëfficiënt in de verschillende lagen.
- uit het verschil tussen lysimeter 9 en 10 blijkt dat verdunning van het afvalwater met leidingwater slechts een geringe invloed heeft op de zuurstofgehalten. De totale hoeveelheid af te breken organische stof is in beide lysimeters gelijk. In lysimeter 10 heeft een diepere indringing van het afvalwater plaats dan in lysimeter 9. De diffusiecoëfficiënt is in lysimeter 10 lager dan in lysimeter 9 door het hogere vochtgehalte in lysimeter 10. Uit fig. 3 blijkt dat op 50 en 75 cm de zuurstofgehalten in lysimeter 9 lager zijn dan in lysimeter 10.
  - uit de resultaten van lysimeters 9 en 11 blijkt dat verdeling van één gift van 100 mm in twee giften van 50 mm geen essentieel verschil oplevert. Wellicht is het voordelig om de frequentie van de giften op te voeren. Uit de resultaten van lysimeter 9 blijkt dat 14 dagen na een gift het zuurstofgehalte vrijwel op het uitgangsniveau is teruggekeerd, zodat misschien weer een gift van 100 mm gegeven zou kunnen worden, zodat 200 mm per vier weken gegeven zou kunnen worden met beter resultaat dan in lysimeter 15.
  - in alle lysimeters is terug te vinden dat de COD van het afvalwater op 18-10-1976 bijna 50% hoger is dan op 29-9-1976.

## 2.6. D e e l i m i n a t i e v a n d e o r g a n i s c h e s t o f u i t h e t a f v a l w a t e r

Uit de analyseresultaten voor de COD van afvalwater en drainwater is de hoeveelheid toegediende en afgevoerde COD berekend door de concentraties te vermenigvuldigen met de volumina. In tabel 4 staan deze waarden weergegeven.

Tabel 4. COD-huishouding in de lysimeters gedurende de periode  
10-11-1975 t/m 12-11-1976

Lysimeter	Ingevoerde COD	Afgevoerde COD	Achtergebleven COD	
	(gram 0)	(gram 0)	(gram 0)	% van invoer
9	5 541	416	5125	92
10	5 541	706	4837	87
11	5 038	149	4889	97
12	5 038	441	4597	91
13	2 519	35	2484	99
14	2 519	68	2451	97
15	11 082	1941	9141	82

De hoeveelheid te oxyderen stof, die achtergebleven is in de lysimeters, is te splitsen in:

- organische stof, die omgezet is in CO<sub>2</sub> door micro-organismen.
- organische stof, die omgezet is in biologisch celmateriaal. Deze hoeveelheid zal na een gift eerst stijgen en daarna door endogene vertering dalen
- organische stof, die in de lysimeters als zodanig achterblijft, en dus verantwoordelijk is voor de stijging van de COD in de lysimeters ten opzichte van de situatie bij de start van de proef. Uit de analyses van het bodemvocht blijkt dat deze hoeveelheid relatief gering is.

Uit tabel 4 kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

- in lysimeters 11, 13 en 14 vindt een zeer goede zuivering plaats (>97%)
- toevoeging van leidingwater aan de gift (lysimeter 10 en 12) heeft een nadelig effect op het rendement
- twee giften van 50 mm in de maand (lysimeter 11) geeft een hoger rendement dan één gift van 100 mm in de maand (lysimeter 9).

Behalve het rendement is ook belangrijk wat de concentraties zijn van het drainwater omdat de overheid eisen aan het afvalwater stelt in de vorm van BOD<sub>5</sub><sup>20</sup>-waarden. Uit een bepaling van de BOD<sub>5</sub><sup>20</sup>-

waarde (biochemisch zuurstofverbruik gedurende 5 dagen bij 20°C) bleek dat bij COD <80 mg/l de BOD<sub>5</sub><sup>20</sup>-waarde van het drainwater <10 mg/l te zijn. Deze waarde is van toelaatbare grootte. Uit tabel 3 (hoofdstuk 2.4) blijkt dat lysimeters 11, 13 en 14 een toelaatbare waarde voor het chemisch zuurstofverbruik hebben. Daarbij moet opgemerkt worden dat in deze getallen ook die van de periode maart-april (toen het afvalwater een 2 à 3 x zo hoge COD als normaal had) meegemiddeld zijn.

In fig. 4 staat het verloop van het chemisch zuurstofverbruik van het afvalwater en van het drainwater van lysimeters 9, 10, 11 en 13 uitgezet.

Bij fig. 4 moet in acht genomen worden dat de hoeveelheden drainwater waarvoor de gemeten waarden representatief zijn een factor 20 van elkaar kunnen verschillen. De grootste hoeveelheid water werd altijd opgevangen gedurende de eerste 2 à 3 dagen na een afvalwatergift. Uit fig. 4 blijkt het volgende:

- als het afvalwater waarden aanneemt die dichtbij het gemiddelde van 2400 mg/l COD liggen, blijkt het drainwater een chemisch zuurstofverbruik te hebben dat in het algemeen lager ligt dan 100 mg/l. Bij deze waarden zal aan de eis dat de BOD<sub>5</sub><sup>20</sup>-waarde kleiner dan 10 mg/l moet zijn, voldaan kunnen worden. Met name is dit het geval in de zomer, in het najaar en in het begin van het winterseizoen. Alleen lysimeter 15 kan aan bovengenoemde eis niet voldoen.
- de hoge COD-waarden van het afvalwater in de 15<sup>de</sup> tot en met de 22ste week komen niet direct tot uiting in de COD-waarde van het drainwater. Stijging van de COD-waarde van het drainwater vindt voor alle lysimeters gelijktijdig plaats, hetgeen merkwaardig is, omdat de hydraulische verblijftijd voor de lysimeters onderling verschilt. Het is mogelijk dat de relatief lage bodemtemperatuur in die periode (februari-mei) een rol speelt.
- hoewel in lysimeter 10 het rendement lager is dan in lysimeter 9, is van lysimeter 9 de gemiddelde COD-waarde van het drainwater hoger dan in lysimeter 10 (verduunningseffect).
- één afvalwatergift verdelen in 2 giften blijkt gunstig te zijn: vergelijk in tabel 3 lysimeter 9 met lysimeter 11.



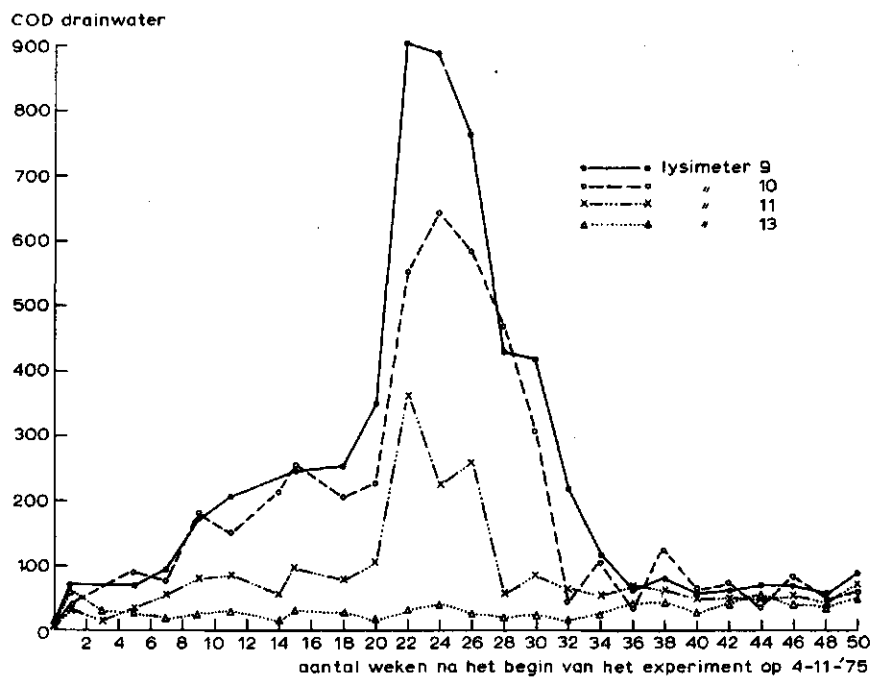
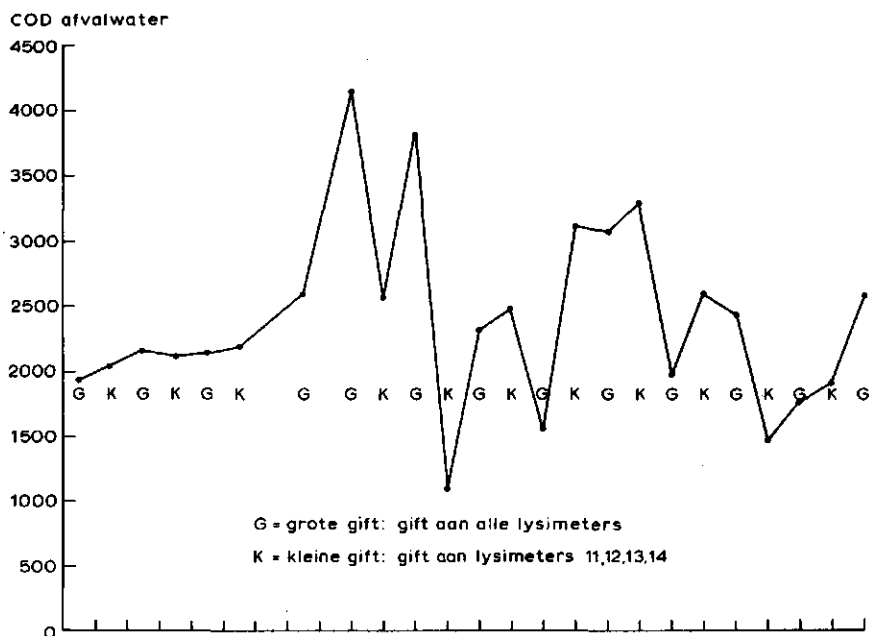


Fig. 4. Verloop van het chemisch zuurstofverbruik van afvalwater en drainwater van lysimeters 9, 10, 11 en 13 gedurende de periode 4-11-1975 t/m 19-10-1976

## 2.7. De stikstofhuishouding in de lysimeters

Uit de waarden die verkregen zijn bij de analyses van afval- en drainwater zijn de getallen berekend zoals die vermeld staan in tabel 4.

Tabel 4. Toegediende en afgevoerde hoeveelheden Kjeldahl-stikstof gedurende de periode 10-11-1975 t/m 12-11-1976

Lysimeter	Ingevoerde Kjeldahl-N	Afgevoerde Kjeldahl-N	Achtergebleven Kjeldahl-N	
	(gram)	(gram)	(gram)	% van invoer
9	127,0	6,7	121,3	95
10	128,0	14,3	113,7	89
11	112,6	2,8	109,8	98
12	112,6	8,8	103,8	92
13	56,3	0,7	55,6	99
14	56,3	1,2	55,1	98
15	256,0	35,6	220,4	86

De hoeveelheid Kjeldahlstikstof die achtergebleven en/of geëlimineerd is, komt voor rekening van:

- verhoging van de concentratie in het bodemvocht ten opzichte van de beginsituatie. Na instelling van het evenwicht in het begin van het experiment zal deze hoeveelheid niet meer veranderen. Dit geldt ook voor die hoeveelheid die geadsorbeerd wordt aan bodemdeeltjes en die opgenomen wordt door bacteriën.
- omzetting van  $\text{NH}_4^+$  in  $\text{NO}_3^-$  (nitrificatie). Deze omzetting blijkt in de lysimeters zeer belangrijk te zijn.

Dit microbiologische proces is afhankelijk van temperatuur en pH en kan alleen plaats hebben onder aërobe omstandigheden. Uit de cijfers in tabel 4 blijkt dan ook dat van de lysimeters waarin de zuurstofgehalten het laagst zijn (lysimeters 9, 10 en 15) het rendement van twee daarvan (lysimeters 10 en 15) het laagst is. Vergeleken

met deze 2 lysimeters steekt lysimeter 9 gunstig af.

Nitrificatie kan gevolgd worden door denitrificatie (omzetting van  $\text{NO}_3^-$  in  $\text{N}_2$ ). Ook dit microbiologische proces is temperatuur- en pH-afhankelijk. Het kan alleen plaats hebben onder anaerobe omstandigheden en bij aanwezigheid van organische stof als voedingsbron. De hoeveelheid gedenitrificeerde nitraat stikstof kan als volgt benaderd worden. Verondersteld wordt dat alle achtergebleven Kjeldahlstikstof genitrificeerd werd. Deze hoeveelheid moet dan gesommeerd worden bij de hoeveelheid nitraat in het afvalwater. Verminderen we deze som met de hoeveelheid afgevoerde nitraat en de hoeveelheid toegenomen nitraat in het bodemvocht ten opzichte van de start van het experiment dan wordt de hoeveelheid gedenitrificeerde nitraat verkregen die maximaal mogelijk is. In tabel 5 staan de aldus berekende waarden weergegeven.

Tabel 5. Nitraathuishouding in de lysimeters gedurende de periode 10-11-1975 t/m 3-11-1976

Lysimeter	Genitrificeerd $\text{NH}_4\text{-N}$ (gram)	Toege-diend $\text{NO}_3\text{-N(g)}$	Afge-voerd $\text{NO}_3\text{-N(g)}$	Hoeveelheid toegenomen $\text{NO}_3\text{-N}$ in bodemvocht(g)	Gedenitrificeerd	
					(gram)	%
9	121,3	0,9	1,5	9,3	111,4	87
10	113,7	0,9	2,8	11,6	100,2	78
11	109,8	1,1	2,8	27,3	80,8	71
12	103,8	1,1	5,9	12,8	86,2	76
13	55,6	0,5	5,9	24,5	25,7	45
14	55,1	0,5	4,2	24,1	27,3	48
15	220,4	1,7	20,1	5,9	196,1	76

N.B. Het rendement is berekend als de verhouding tussen hoeveelheid gedenitrificeerd nitraat en de som van ingevoerde Kjeldahl- en nitraatstikstof

Uit de cijfers van tabel 5 blijkt dat in die lysimeters, waarin de meeste anaerobie zal voorkomen door de hoge belasting (lysimeters 9, 10 en 15) de denitrificatie het belangrijkste is. Dat het rendement in lysimeter 15 niet hoger ligt dan in lysimeters 9 en 10 komt waarschijnlijk omdat de nitrificatie relatief slechter verloopt dan in lysimeters 9 en 10.

In fig. 5 is het verloop van de nitraatgehalten van het bodemvocht uitgezet tegen de diepte voor een licht- en een zwaarbelaste lysimeter.

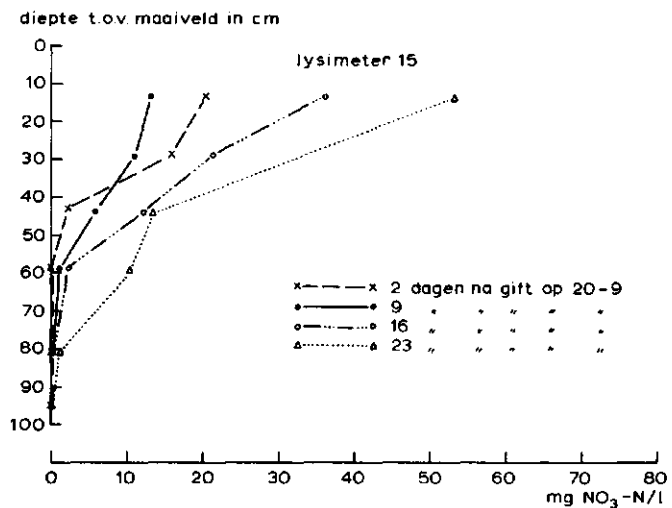
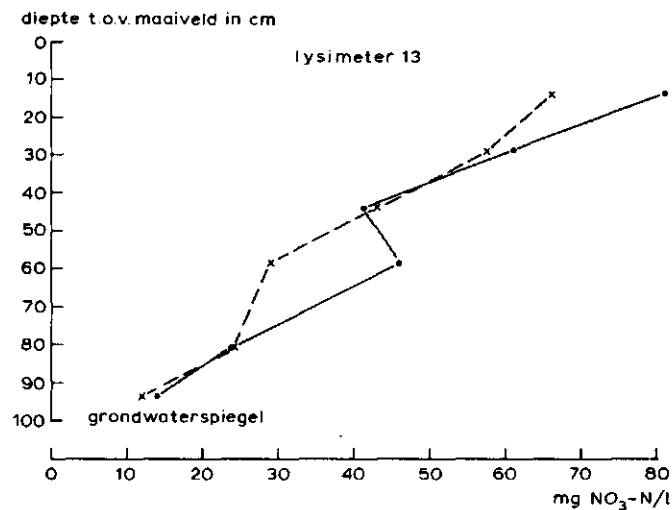


Fig. 5. Verloop van het nitraatgehalte van het bodemvocht tegen de diepte op verschillende tijdstippen in lysimeters 13 en 15. Het afvalwater van 20-9-1976 bevatte 20,7 mg Kjeldahl-N/l, 12,9 mg  $\text{NH}_4^+$ -N/l en 0,0 mg  $\text{NO}_3^-$ -N/l

Het nitraatgehalte in het bodemprofiel is de resultante van nitrificatie en denitrificatie. Uit fig. 5 blijkt dat door anaerobie onderin de lysimeters denitrificatie optreedt. Dit effect is in lysimeter 15 het grootst. In lysimeter 13 zijn ook bovenin de nitraatgehalten groter dan in lysimeter 15, omdat in lysimeter 13 de omstandigheden voor nitrificatie gunstiger zijn.

Uit de resultaten blijkt dat landbehandeling van afvalwater zeer gunstige resultaten geeft voor wat betreft ammonium- en nitraatgehalten in het drainwater.

### 3. DE ZUURSTOFHUISHOUDING IN DE LYSIMETER WAARAAN 200 mm AFVALWATER PER 4 WEKEN GEGEVEN WERD

#### 3.1. I n l e i d i n g

In dit hoofdstuk wordt de zuurstofhuishouding van de zwaarst belaste lysimeter (lysimeter 15) beschreven in verband met de zuurstofconsumptie ten gevolge van de afbraak van de organische verbindingen in het afvalwater. Hiervoor is de zwaarst belaste lysimeter gekozen omdat hierin de verschijnselen zich het duidelijkst manifesteren. Allereerst wordt een benaderende formule afgeleid die het verband aangeeft tussen zuurstofgehalte, diffusiecoëfficiënt, diepte en zuurstofconsumptie in een 3-lagensysteem op dezelfde wijze als dit gebeurd is voor een 2-lagensysteem door dr. J. Hoeks (zie HOEKS, 1972, blz. 20). Vervolgens zullen de resultaten van de experimenten die hiervoor gedaan zijn worden vermeld, waarna nagegaan zal worden in hoeverre deze resultaten overeenstemmen met de verwachting volgens de theorie.

#### 3.2. W i s k u n d i g e o m s c h r i j v i n g v a n h e t v e r b a n d t u s s e n z u u r s t o f c o n s u m p t i e, z u u r s t o f g e h a l t e, d i f f u s i e c o e f f i c i e n t i n d e b o d e m

Voor de afleiding van bovengenoemde betrekking wordt uitgegaan van

de volgende relaties:

$$\text{- fluxvergelijking: } f = -D \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad (1)$$

$$\text{- continuïteitsvergelijking: } \frac{\partial G}{\partial t} = - \frac{\partial f}{\partial x} - \alpha \quad (2)$$

$$\text{- } \frac{\partial G}{\partial C} = \epsilon_g \quad (3)$$

waarin

$f$  = flux van zuurstof in verticale richting ( $\text{mg.cm}^{-2}.\text{s}^{-1}$ )

$D$  = diffusiecoëfficiënt voor zuurstof van de bodem ( $\text{cm}^2.\text{s}^{-1}$ )

$C$  = concentratie van zuurstof in de bodemlucht ( $\text{mg.cm}^{-3}$ )

$x$  = afstand ten opzichte van maaiveld (cm)

$\frac{\partial C}{\partial x}$  = verticale concentratiegradient

$G$  = concentratie van zuurstof in de bodem ( $\text{mg.cm}^{-3}$ )

$t$  = tijd (sec)

$\alpha$  = consumptiefactor van zuurstof in de bodem ( $\text{mg.cm}^{-3}.\text{sec}^{-1}$ )

$\epsilon_g$  = gasgevuld poriënvolume ( $\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$ )

Uit (1), (2) en (3) volgt de algemene stromingsvergelijking:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{\epsilon_g} \left( D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \alpha \right) \quad (4)$$

Verondersteld wordt dat er gedurende het experiment stationair evenwicht heerst tussen verbruikte plus uitgaande en inkomende zuurstof oftewel:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = 0 \quad (5)$$

Uit (4) en (5) volgt:

$$\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = \frac{\alpha}{D} \quad (6),$$

deze vergelijking integreren:

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\alpha}{D} x + K \quad (7)$$

waarin K de nog onbekende integratieconstante is.

Voor ons doel wordt het bodemprofiel in 3 lagen verdeeld, met in elke laag een bepaalde D en  $\alpha$ , zie fig. 6.

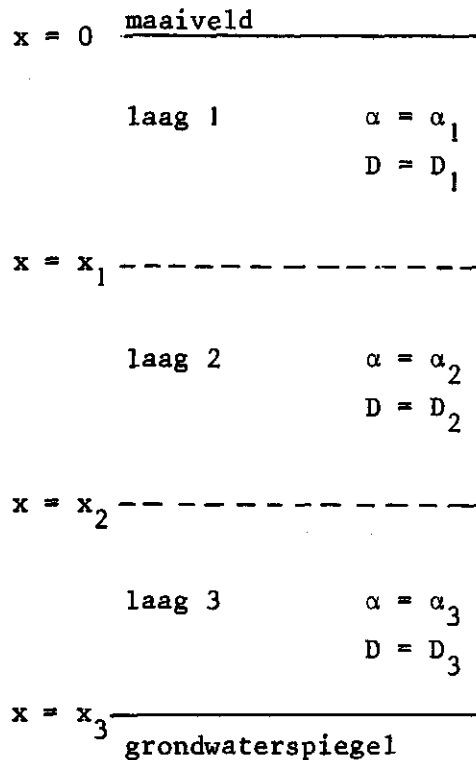


Fig. 6. Verdeling van het bodemprofiel in 3 lagen

Er zal worden verondersteld dat  $\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3, D_1, D_2, D_3$  onafhankelijk van  $x$  zijn. Vergelijking (7) is in het hele profiel geldig maar de integratieconstante neemt in elke laag een andere waarde aan.

Oplossing van (7) voor laag 3 is mogelijk door als randvoorwaarde aan te nemen dat de concentratiegradiënt van zuurstof ter hoogte van de grondwaterspiegel 0 is, oftewel:

$$x = x_3 : \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \quad (8)$$

Voor laag 3 luidt vergelijking (7):

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\alpha_3}{D_3} x + K_3 \quad (9)$$

In  $x = x_3$  zijn (8) en (9) aan elkaar gelijk, hieruit volgt de waarde voor  $K_3$  :

$$K_3 = -\frac{\alpha_3}{D_3} x_3$$

Bij invulling van  $K_3$  in (7) wordt de volgende vergelijking voor de concentratiegradient in laag 3 verkregen:

$$x_2 \leq x \leq x_3 : \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\alpha_3}{D_3} x - \frac{\alpha_3}{D_3} x_3 \quad (10)$$

Integratieconstante  $K$  voor laag 2 wordt berekend door de vergelijkingen voor de flux in laag 2 en laag 3 aan elkaar gelijk te stellen in  $x = x_2$ , immers in 1 punt is slechts één flux mogelijk. Uit (7) volgt de flux in laag 2:

$$f_2 = -D_2 \cdot \frac{\partial C}{\partial x} = \alpha_2 x + K_2 D_2 \quad (11)$$

De flux in laag 3 wordt berekend in laag 3 uit (10):

$$f_3 = -D_3 \cdot \frac{\partial C}{\partial x} = \alpha_3 x - \alpha_3 x_3 \quad (12)$$

In  $x = x_2$  kan (11) aan (12) gelijkgesteld worden, waaruit volgt:

$$K_2 = \frac{\alpha_3}{D_2} x_2 - \frac{\alpha_3}{D_2} x_3 - \frac{\alpha_2}{D_2} x_2$$

Door  $K_2$  in (7) in te vullen wordt de vergelijking voor de concentratiegradient in laag 2 verkregen:

$$x_1 \leq x \leq x_2 : \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\alpha_2}{D_2} x + \frac{\alpha_3}{D_2} x_2 - \frac{\alpha_3}{D_2} x_3 - \frac{\alpha_2}{D_2} x_2 \quad (13)$$



Op dezelfde wijze is de concentratiegradiënt in laag 1 berekend.

Samenvattend:

$$0 \leq x \leq x_1 : \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{D_1} \left[ \alpha_1(x-x_1) + \alpha_2(x_1-x_2) + \alpha_3(x_2-x_3) \right]$$

$$x_1 \leq x \leq x_2 : \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{D_2} \left[ \alpha_2(x-x_2) + \alpha_3(x_2-x_3) \right]$$

$$x_2 \leq x \leq x_3 : \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{D_3} \left[ \alpha_3(x-x_3) \right]$$

Ter vereenvoudiging worden de volgende symbolen gebruikt:

$$A_1 = -\alpha_1 x_1 + \alpha_2(x_1-x_2) + \alpha_3(x_2-x_3)$$

$$A_2 = -\alpha_2 x_2 + \alpha_3(x_2-x_3)$$

$$A_3 = -\alpha_3 x_3$$

De vergelijkingen luiden dan:

$$0 \leq x \leq x_1 \quad \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\alpha_1}{D_1} x + \frac{A_1}{D_1} \quad (14)$$

$$x_1 \leq x \leq x_2 \quad \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\alpha_2}{D_2} x + \frac{A_2}{D_2} \quad (15)$$

$$x_2 \leq x \leq x_3 \quad \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\alpha_3}{D_3} x + \frac{A_3}{D_3} \quad (16)$$

Oplossing van deze vergelijkingen geschiedt met behulp van de randvoorwaarde:

$$x = x_0, \quad C = C_0$$

waarin  $C_0$  de zuurstofconcentratie van de atmosfeer voorstelt. Vergelijking (14) luidt dan na integratie als volgt:

$$0 \leq x \leq x_1 : C = \frac{\alpha_1 x^2}{2D_1} + \frac{A_1}{D_1} x + C_0 \quad (17)$$

De betrekking voor de concentratie in laag 2 wordt dan afgeleid met behulp van de randvoorwaarde:

$$x = x_1 : C = \frac{\alpha_1}{2D_1} x_1^2 + \frac{A_1}{D_1} x_1 + C_0 \quad (18)$$

Deze randvoorwaarde is berekend uit (17), ervan uitgaande dat  $x = x_1$  zowel tot laag 1 als tot laag 2 behoort. Na integratie luidt (15):

$$C = \frac{\alpha_2}{2D_2} x^2 + \frac{A_2}{D_2} x + L \quad (19)$$

Integratieconstante L wordt dan berekend door (18) aan (19) in  $x = x_1$  aan elkaar gelijk te stellen, waaruit (20) verkregen wordt. De vergelijking voor laag 3 wordt op dezelfde wijze afgeleid. Uiteindelijk zijn dus de volgende 3 vergelijkingen verkregen:

$$0 \leq x \leq x_1 : C = \frac{\alpha_1}{2D_1} x^2 + \frac{A_1 x}{D_1} + C_0 \quad (17)$$

$$x_1 \leq x \leq x_2 : C = \frac{\alpha_2 x^2}{2D_2} + \frac{A_2}{D_2} x + \frac{\alpha_1 x_1^2}{2D_1} + \frac{A_1 x_1}{D_1} - \frac{\alpha_2 x_1^2}{2D_2} - \frac{A_2 x_1}{D_2} + C_0 \quad (20)$$

$$x_2 \leq x \leq x_3 :$$

$$C = \frac{\alpha_3 x^2}{2D_3} + \frac{A_3}{D_3} x + \frac{\alpha_1}{2D_1} x_1^2 + \frac{A_1}{D_1} x_1 + \frac{\alpha_2}{2D_2} x_2^2 + \frac{A_2}{D_2} x_2 - \frac{\alpha_2}{2D_2} x_1^2 - \frac{A_2}{D_2} x_1 - \frac{\alpha_3}{2D_3} x_2^2 - \frac{A_3}{D_3} x_2 + C_0 \quad (21)$$

waarin  $A_1 = -\alpha_1 x_1 + \alpha_2 (x_1 - x_2) + \alpha_3 (x_2 - x_3)$   
 $A_2 = -\alpha_2 x_2 + \alpha_3 (x_2 - x_3)$   
 $A_3 = -\alpha_3 x_3$

In deze betrekkingen zijn C, D, x,  $x_1$ ,  $x_2$  en  $x_3$  bekenden, zodat  $\alpha$  als enige onbekende overblijft. C is gemeten; D wordt berekend uit het luchtgevuld poriënvolume dat af te leiden is uit het gemeten vochtgehalte; x is de diepte van de zuurstofmetingen;  $x_1$ ,  $x_2$  en  $x_3$  zijn de diepten van de grenslagen, die gekozen worden naar aanleiding van de hieronder vermelde gegevens.

Uit hoofdstuk 2.2 bleek al dat het profiel uit verschillende lagen bestaat. Dit komt ook tot uiting in het verloop van het luchtgevuld poriënvolume in het profiel. In tabel 7 staan voor 10 diepten achtereenvolgens vermeld: volumedelen vaste stof (bepaald bij de start van de lysimeterexperimenten), volumedelen vloeistof (bepaald met  $\gamma$ -sonde), volumedelen lucht (berekend uit de 2 voorgaande grootheden) en de daarbijbehorende diffusiecoëfficiënt (berekend met  $2,0 \text{ eg}^{3,9}$ , zie hoofdstuk 2.2). De volumedelen vloeistof zijn berekend als de gemiddelden van 3 metingen in het najaar. Daarbij bleek dat vanaf 2 dagen na een afvalwatergift het vochtgehalte vrijwel niet meer veranderde.

Tabel 7. Volumefracties vaste stof, vloeistof, lucht en de gasdiffusiecoëfficiënt op 10 diepten in het profiel van lysimeter 15 bij een grondwaterstand van -1.00 m

Diepte t.o.v. maaiveld (cm)	Vaste stof (vol.%)	Vochtgehalte (vol.%)	Luchtgevuld poriënvolume (vol.%)	Diffusiecoëfficiënt ( $\text{cm}^2 \cdot \text{sec}^{-1}$ )
10	52,9	37,4	9,7	$0,22 \times 10^{-3}$
20	51,0	34,0	15,0	$1,22 \times 10^{-3}$
30	51,0	34,3	14,7	$1,13 \times 10^{-3}$
40	52,0	32,0	16,0	$1,57 \times 10^{-3}$
50	52,5	28,7	18,8	$2,95 \times 10^{-3}$
60	59,3	25,7	15,0	$1,22 \times 10^{-3}$
70	64,5	29,4	6,1	$0,04 \times 10^{-3}$
80	60,8	30,0	9,2	$0,18 \times 10^{-3}$
90	57,7	34,2	8,1	$0,11 \times 10^{-3}$
100	57,3	37,6	5,1	$0,02 \times 10^{-3}$

Op grond van de opbouw van het profiel, zoals vermeld in hoofdstuk 2.2 en op grond van de cijfers voor de diffusiecoëfficiënt

is het profiel in 3 lagen verdeeld op de volgende manier:

- laag 1    0 - 30 cm ( $x_1 = 30$ )  
 laag 2    30 - 65 cm ( $x_2 = 65$ )  
 laag 3    65 - 100 cm ( $x_3 = 100$ )

In tabel 8 staan de gemiddelde waarden van vochtgehalte, luchtgevuld poriënvolume en diffusiecoëfficiënt per laag vermeld.

Tabel 8. Gemiddeld vochtgehalte, luchtgevuld poriënvolume en diffusiecoëfficiënt voor 3 lagen in het profiel van lysimeter 15

Laag	Vochtgehalte (vol.%)	Luchtgevuld poriënvolume (vol.%)	Diffusiecoëfficiënt ( $\text{cm}^2 \cdot \text{sec}^{-1}$ )
1	35,2	13,1	$0,86 \times 10^{-3}$
2	28,8	16,6	$1,91 \times 10^{-3}$
3	32,8	7,1	$0,09 \times 10^{-3}$

In de betrekkingen (17), (20), (21) worden nu de volgende bekende ingevuld:

$x = 25,50$  of  $75$  cm in respectievelijk (17), (20) en (21)

$x_1 = 30$  cm

$x_2 = 65$  cm

$x_3 = 100$  cm

$D_1 = 0,86 \times 10^{-3} \text{ cm}^2 \cdot \text{sec}^{-1}$

$D_2 = 1,91 \times 10^{-3} \text{ cm}^2 \cdot \text{sec}^{-1}$

$D_3 = 0,09 \times 10^{-3} \text{ cm}^2 \cdot \text{sec}^{-1}$

De volgende relaties worden gevonden:

$$\text{laag 1: } (C_0 - C_1) \times 10^{-6} = 0,51 \alpha_1 + 1,02 \alpha_2 + 1,02 \alpha_3 \quad (22)$$

$$\text{laag 2: } (C_0 - C_2) \times 10^{-6} = 0,53 \alpha_1 + 1,48 \alpha_2 + 1,59 \alpha_3 \quad (23)$$

$$\text{laag 3: } (C_0 - C_3) \times 10^{-6} = 0,53 \alpha_1 + 1,54 \alpha_2 + 5,16 \alpha_3 \quad (24)$$

waarin  $C_1, C_2, C_3$  de gemeten zuurstofconcentraties zijn op respectievelijk 25, 50 en 75 cm diepte.

Voor ons doel worden (22), (23) en (24) op de volgende wijze geschreven:

$$\alpha_1 = (2,20 C_0 - 6,90 C_1 + 5,28 C_2 - 0,58 C_3) \times 10^{-6} \quad (25)$$

$$\alpha_2 = (-0,12 C_0 + 2,51 C_1 - 2,97 C_2 + 0,58 C_3) \times 10^{-6} \quad (26)$$

$$\alpha_3 = (-0,002 C_0 - 0,04 C_1 + 0,33 C_2 - 0,29 C_3) \times 10^{-6} \quad (27)$$

### 3.3. Toetsing van de gevonden relatie aan de uitkomsten van het experiment

Om het verloop van de zuurstofgehalten en de COD-waarden van het bodemvocht nauwkeurig na te gaan, is na de afvalwatergift van 18-10-1976 zeer frequent bodemvocht bemonsterd en is eveneens zeer frequent het zuurstofgehalte gemeten. De COD-waarde van het afvalwater van die dag bedroeg 2570 mg/l.

In tabel 9 staan de COD-waarden van het bodemvocht vermeld.

Tabel 9. COD (mg/l) van het bodemvocht op verschillende diepten in lysimeter 15 en op verschillende tijdstippen na de afvalwatergift op 18-10-1976

Diepte: (cm t.o.v. maaiveld)						
Tijdsduur na gift (uren)	14	29	44	59	81	94
0,1	1948	-	-	-	-	-
0,4	1979	624	1151	974	499	224
1,0	1879	634	1119	788	830	289
1,6	1949	667	1249	718	844	592
3,0	1693	493	730	633	585	704
5,0	824	313	513	677	700	817
7,5	700	416	411	510	685	777
12,5	624	339	392	448	582	1539
25,5	668	257	245	504	704	1120
33,5	201	171	343	531	698	1076
201	-	112	192	-	158	495
369	-	105	-	-	126	792
536	-	-	75	-	138	105

In sommige gevallen was het moeilijk om vocht te bemonsteren, zodat geen COD bepaald kon worden.

In tabel 10 staan de gemeten zuurstofgehalten vermeld, met de daaruit berekende waarden van  $\alpha_1$ ,  $\alpha_2$ ,  $\alpha_3$ . Deze zijn berekend met behulp van de formules (25), (26) en (27). De zuurstofgehalten werden gemeten in procenten, waarna omgerekend werd in  $\text{mg.cm}^{-3}$  met behulp van een temperatuurafhankelijke factor. De temperatuur in de lysimeter werd zo goed als mogelijk was geschat aan de hand van metingen.

Tabel 10. De gemeten zuurstofgehalten van de bodemlucht op 25, 50 en 75 cm diepte (respectievelijk  $C_1$ ,  $C_2$ ,  $C_3$ ) en de berekende consumptiefactoren in laag 1, 2 en 3 (respectievelijk  $\alpha_1$ ,  $\alpha_2$  en  $\alpha_3$ ) in lysimeter 15, na de afvalwatergift op 18-10-1976  
N.B. Bij de heersende temperatuur was het zuurstofgehalte van de atmosfeer  $0,294 \text{ mg.cm}^{-3}$  ( $= C_0$ )

Tijdsduur na gift (h)	Zuurstofgehalten ( $\text{mg.cm}^{-3}$ )			Consumptiefactoren ( $\times 10^{-7} \text{ mg.cm}^{-3}.\text{sec}^{-1}$ )		
	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$\alpha_1$	$\alpha_2$	$\alpha_3$
voor gift	0,286	0,266	0,263	- 0,75	0,45	0,00
4	0,223	0,180	0,131	- 0,17	0,66	0,12
6	0,219	0,159	0,122	- 0,95	1,13	0,08
8	0,217	0,136	0,105	- 1,93	1,67	0,05
16	0,136	0,072	0,012	+ 0,82	1,00	0,14
21	0,173	0,072	0,011	- 1,73	1,92	0,13
24	0,166	0,066	0,058	- 1,84	2,19	-0,02
28	0,155	0,058	0,001	- 1,17	1,82	0,12
32	0,163	0,053	0,000	- 1,98	2,17	0,10
41	0,201	0,059	0,000	- 4,28	2,94	0,11
70	0,266	0,097	0,001	- 6,77	3,45	0,20
94	0,235	0,108	0,030	- 4,22	2,52	0,17
119	0,260	0,138	0,068	- 4,58	2,47	0,15
144	0,238	0,149	0,108	- 2,71	1,83	0,08
171	0,228	0,149	0,111	- 2,04	1,59	0,07
199	0,246	0,179	0,145	- 1,89	1,35	0,07
219	0,246	0,183	0,156	- 1,75	1,29	0,05
243	0,252	0,201	0,178	- 1,34	1,04	0,04
267	0,256	0,219	0,195	- 0,76	0,70	0,05
337	0,287	0,253	0,238	- 1,36	0,72	0,03
356	0,280	0,254	0,242	- 0,84	0,54	0,02
380	0,280	0,257	0,247	- 0,71	0,48	0,02
404	0,280	0,253	0,247	- 0,92	0,60	0,01
428	0,281	0,254	0,249	- 0,95	0,60	0,00
500	0,285	0,268	0,259	- 0,55	0,35	0,02
576	0,294	0,287	0,280	- 0,29	0,13	0,02

In fig. 6 staan achtereenvolgens de COD van het bodemvocht, de zuurstofgehalten van de bodemlucht en de consumptiefactoren tegen de tijd uitgezet.

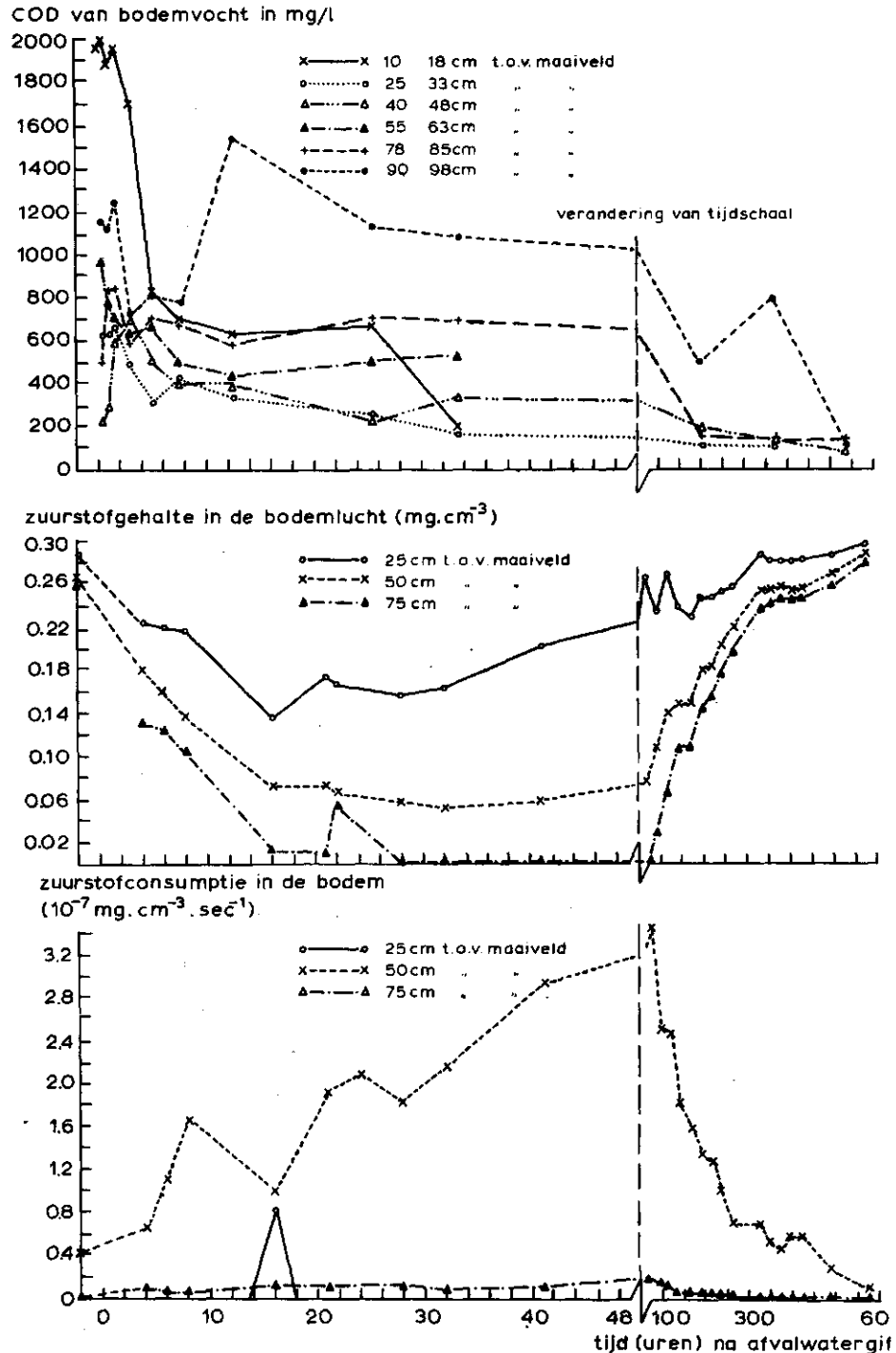


Fig. 6. Verloop van de COD van het bodemvocht, het zuurstofgehalte van de bodemlucht en de zuurstofconsumptie in de bodem tegen de tijd na de afvalwatergift op 18-10-1976

Uit fig. 6 blijkt, dat ook als de COD van het bodemvocht niet sterk meer verandert, het zuurstofgehalte op de betreffende diepten nog lange tijd laag blijft. Waarschijnlijk moet hier zuurstofverbruik toegeschreven worden aan endogene vertering. Bacteriemateriaal wordt niet bemonsterd omdat de poriën van de tensiometers daarvoor niet groot genoeg zijn, zodat de COD, die het celmateriaal vertegenwoordigt, niet gemeten wordt. Uit fig. 6 blijkt tevens dat de COD van het bodemvocht aan grote schommelingen onderhevig is, die moeilijk te interpreteren zijn. Door gebruik te maken van het chloride-ion als tracer, zouden wellicht inlichtingen verkregen worden over de verdeling van het afvalwater over het profiel en in welke mate de grote en kleine poriën van het systeem met afvalwater gevuld worden.

Uit laboratorium-proeven bleek dat een vrij groot gedeelte van de afvalwater-COD in de bovenste 14 cm van het profiel afgefiltreerd wordt, en waarschijnlijk in de loop der tijd afgebroken wordt. Dat op 14 cm diepte al na 1 uur de COD van het bodemvocht 500 mg/l lager is dan de COD-waarde van het afvalwater, moet dus niet toegeschreven worden aan zuivering.

Uit de berekende waarden van  $\alpha_1$ ,  $\alpha_2$  en  $\alpha_3$  in tabel 10 blijkt dat betrekkingen (25), (26) en (27) voor een deel irreële uitkomsten geven. De negatieve waarden van  $\alpha_1$  zijn in werkelijkheid onmogelijk aangezien er geen zuurstof geproduceerd wordt. De werkelijke consumptiefactor kan als volgt geschat worden.

Verondersteld wordt dat 80% van de toegevoerde organische stof (uitgedrukt in chemisch zuurstofverbruik) afgebroken wordt en dat de hoeveelheden biologisch celmateriaal in de lysimeter vlak voor de afvalwatergift en 4 weken na de gift aan elkaar gelijk zijn. De hoeveelheid verbruikte zuurstof in de lysimeter gedurende 4 weken is dan:  $0,8 \times \text{volume afvalwatergift} \times \text{COD-waarde afvalwater} = 0,8 \times 336 \times 2,57 = 864 \text{ gram } O_2$ . De zuurstofconsumptiefactor kan dan worden berekend door dit getal te delen door het volume van de grond in de lysimeter en de tijdsduur (4 weken). De aldus berekende waarde bedraagt  $2,1 \times 10^{-7} \text{ mg.cm}^{-3} \cdot \text{sec}^{-1}$ . Dit is een gemiddelde waarde. De op deze wijze berekende waarde komt ongeveer overeen met de gevonden waarde voor  $\alpha_2$  in tabel 10.



Als mogelijke oorzaken voor de foutieve uitkomsten voor  $\alpha$  uit de berekeningen met behulp van vergelijkingen (25), (26) en (27) kunnen genoemd worden:

- een systematische fout bij de meting van de zuurstofgehalten in de bodemlucht in het profiel
- een te grove benadering van het verloop van de diffusiecoëfficiënt met de diepte
- een te grove benadering van het verloop van het vochtgehalte.

Dit werd gedurende de gehele periode constant verondersteld. Dit zal vooral in het begin van de periode niet reëel zijn. In werkelijkheid zal de diffusiecoëfficiënt met de tijd variëren.

Geconcludeerd kan worden dat voor de berekening van de zuurstof consumptie in de bodem in de gevonden betrekkingen verdere verfijningen aangebracht moeten worden. Aan te bevelen is om het bodemprofiel in meer dan 3 lagen uit te splitsen. Daarnaast zal de methode van zuurstofmeting in de bodemlucht zoals die toegepast is kritisch onderzocht moeten worden.

Bij berekeningen met een diffusiecoëfficiënt die met de tijd en de diepte varieert en met een systeem dat in meer dan 3 lagen gesplitst is, zal de computer een onmisbaar hulpmiddel zijn.

#### 4. HET FUNKTIONEREN VAN EEN VLOEIVELD IN DE PRAKTIJK

Behalve aan de lysimeter proeven is er ook aandacht besteed aan het funktionieren van een vloeiveld in de praktijk. Het betrof het vloeiveld van het aardappelschilbedrijf waarvan het afvalwater afkomstig was, dat gebruikt werd voor de berekening van de lysimeters.

Het vloeiveld heeft een oppervlakte van 5 ha. Het is in een aantal percelen verdeeld, zodanig dat 1 perceel éénmaal in de 7 weken 135 mm afvalwater ontvangt door middel van bevoeiing. Het veld wordt gedraineerd met drainafstanden van 6 meter op een diepte van  $\pm$  100 cm ten opzichte van maaiveld. Op dit vloeiveld was een proefveldje aangelegd van 6 x 6 m, waarin dezelfde metingen gedaan werden als bij de lysimeterproeven.

Uit deze metingen werden de volgende gegevens verkregen. Het profiel staat uit 3 lagen:

0 - 55 cm : vermengde bouwvoor

55 - 73 cm : lichte inspoelingslaag

dieper dan 73 cm : zand dat steeds grover wordt.

Er bevinden zich 2 storende lagen in het profiel, waardoor er 2 schijngrondwaterspiegels zijn op respectievelijk 115 en 190 cm beneden maaiveld. Het chemisch zuurstofverbruik van het grondwater onder het proefveldje, dat hetzelfde afvalwater ontving als de rest van het veld, had acceptabele waarden, die in dezelfde orde van grootte lagen als die verkregen waren bij de lysimeter met gelijke belasting. Later werden zelfs  $BOD_5^{20}$ -waarden gemeten die kleiner waren dan 1 mg  $O_2$ /l. Daarentegen bleek het grondwater onder het vloeiveld zeer vervuild te zijn. Dit vervuilde grondwater beïnvloedde soms het water onder het proefveldje, waardoor ook hier ongunstiger waarden gemeten werden. Deze gang van zaken werd bevorderd door de aanwezigheid van de 2 storende lagen. De oorzaak van het optreden van sterke vervuiling moet waarschijnlijk gezocht worden in het feit dat het vloeiveld slecht geëgaliseerd was, zodat bij bevloeiing de laagst gelegen plaatsen een te zware belasting kregen. Het is waarschijnlijk, dat bij egalisatie en eventueel omdijking van de te bevloeiën percelen de zuivering naar wens zal verlopen. Deze verwachting wordt gesteund door de ervaringen met het lysimeter-experiment.

## 5. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Landbehandeling van afvalwater door middel van beregening werd nagebootst met lysimeterproeven. Aan 7 lysimeters werd afvalwater gegeven, waarbij de hoeveelheid en/of frequentie en/of verdunningsgraad voor de lysimeters onderling verschillend was. De grondwaterstand in deze lysimeters werd constant gehouden op 1 m diepte. Uit de meting en analyses werden de volgende resultaten verkregen. Bij een gift van 100 mm (168 l) eens in de 4 weken (gemiddelde COD van het afvalwater: 2400 mg/l) werd nog geen anaërobie gemeten en

werd een gemiddeld zuiveringspercentage bereikt van 92%. Een gift van 200 mm eens in de 4 weken en een gift van 25 mm eens in de 2 weken resulteerde in een gemiddeld zuiveringspercentage van respectievelijk 82 en 99%. In dit opzicht bleek verdeling van 1 gift in 2 giften gunstig. Tevens werd de stikstofhuishouding nagegaan. Het gunstigst bleek de situatie in de lysimeter waaraan 100 mm (168 l) eens in de 4 weken gegeven werd. Het drainwater van deze lysimeter had de volgende gemiddelde samenstelling: 3,5 mg/l Kjeldahl-N; 2,6 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ ; 0,8 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Het afvalwater had de volgende gemiddelde samenstelling: 54 mg/l Kjeldahl-N; 9,1 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ ; 0,5 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ . In deze lysimeter had een eliminatie plaats ter grootte van 87% van de toegevoerde hoeveelheid Kjeldahl- en  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Uit bovengenoemde cijfers blijkt dat landbehandeling van afvalwater dat afkomstig is van een aardappelschilbedrijf, gunstige perspectieven biedt. De resultaten zullen echter afhankelijk zijn van het type grond.

Tevens werd de zuurstofhuishouding nagegaan in de lysimeter waaraan 200 mm (336 l) eens in de 4 weken gegeven werd. Hiertoe werden experimenten gedaan, waarbij het verloop van de COD van het bodemvocht en het verloop van het zuurstofgehalte in de bodemlucht nagegaan werd. Uitgaande van de fluxvergelijking en de continuïteitsvergelijking werd voor een 3-lagensysteem het verband afgeleid tussen zuurstofconsumptie per laag, zuurstofgehalte op een bepaalde diepte en de gemiddelde diffusiecoëfficiënt per laag. De uit deze formules berekende zuurstofconsumptie werd vergeleken met de werkelijke zuurstofconsumptie die nodig was bij de afbraak van de organische stof in de lysimeter. Het bleek dat de gevonden betrekkingen voor een deel foutieve uitkomsten gaven.

Voor een nauwkeuriger berekening moet er rekening gehouden worden met het feit dat de diffusiecoëfficiënt varieert met de tijd en de diepte. Tevens verdient het aanbeveling om de methode van zuurstofmeting zoals die toegepast is, op betrouwbaarheid te toetsen.

Enige aandacht werd besteed aan een vloeiveld van een aardappelschilbedrijf. Hierop was een proefveldje aangelegd. De resultaten

van de metingen en analyses kwamen overeen met de resultaten van het lysimeter experiment. De soms verregaande vervuiling van het grondwater onder het vloeiveld was te wijten aan de slechte egalisatie van het vloeiveld waardoor plaatselijk te hoge belastingen voorkwamen.

## 6. LITERATUUR

- BAKKER, J.W. and A.P. HIDDING, 1970. The influence of soil structure and air content on gas diffusion in soils. Technical Bulletin 71. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding te Wageningen.
- HOEKS, J., 1972. Effect of leaking natural gas on soil and vegetation in urban areas. Agricultural Research Reports 778, Pudoc te Wageningen
- PLOEGMAN, C., 1974. Onderdrukmethodie voor bodemvochtbemonstering. Verspreide overdrukken nr. 163. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding te Wageningen
- RYHINER, A.H. and J. PANKOW, 1969. Soil moisture measurement by the gamma transmission method. Journal of Hydrology 9 (1969) 194-205
- VOORT, W.J.M. v.d., 1959. De bodemgesteldheid van het proefterrein 'Sinderhoeve' in de gemeente Renkum. Rapport no. 510. Stichting voor Bodemkartering te Wageningen