

NN31545.1047

Nota 1047

april 1978

Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding
Wageningen

BIBLIOTHEEK DE HAAFF

Droevendaalsesteeg 3a
Postbus 241
6700 AE Wageningen

**ZUIVERING AFVALWATER
AGRARISCHE INDUSTRIE IN GROND**

J. Drent

Nota's van het Instituut zijn in principe interne communicatiemiddelen, dus geen officiële publicaties.

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.

CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS



0000 0941 1725

179/1310

PAO-Cursus 'Grondwaterkwaliteit'

Delft, 3 - 7 april 1978

ZUIVERING AFVALWATER AGRARISCHE INDUSTRIE IN GROND

J. Drent

Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding

Wageningen

6 april 1978

INHOUD

	blz.
1. INLEIDING	1
2. BEVLOEIING MET AFVALWATER	2
2.1. Bevloeiing met stadrioolwater	3
2.1.1. Methode van bevoeien	3
2.1.2. Samenstelling afvalwater en drainwater	4
2.1.3. Samenstelling grond	5
2.2. Bevloeiing met afvalwater van een bierbrouwerij	6
2.2.1. Methode van bevoeien	6
2.2.2. Samenstelling afvalwater en drainwater	6
2.3. Bevloeiing met afvalwater van de aardappelmeel- industrie	8
2.3.1. Methode van bevoeien	8
2.3.2. Samenstelling afvalwater en drainwater	8
3. BEREGENING	12
3.1. Verregening afvalwater aardappelmeelindustrie in een praktijkproef	12
4. LYSIMETERONDERZOEK	15
4.1. Samenstelling afvalwater en bevoeiingschema	16
4.2. Samenstelling drainwater	17
4.2.1. COD van het drainwater	17
4.2.2. Doorbraakcurven van COD, Cl en K	18
4.3. Aeratie van de grond in de lysimeters	21
5. LITERATUUR	23

1. INLEIDING

Het inschakelen van de bodem voor de verwerking van afvalstoffen is niet nieuw. Het is een verwerkingsmethode die in het verleden veelvuldig is toegepast en ook nu nog hier en daar toepassing vindt. Als voorbeeld kan dienen het verspreiden van organische afvalstoffen op landbouwgrond (organische mest, afvalwater agrarische industrie, beerput). Deze toediening vindt al plaats sinds de mens ontdekte dat een zekere mate van bemesting een gunstige invloed uitoefent op de gewasopbrengsten.

Inschakeling van het bodemsysteem voor de zuivering van afvalstoffen kan worden toegepast onder handhaving of uitsluiting van de produktiefactor grond. In het eerste geval zal de dosering moeten worden beperkt tot de bemestingsbehoefte van het gewas, in het tweede geval zal de gift moeten worden afgestemd op de zuiveringscapaciteit van de grond. In het laatste geval is het mogelijk dat meer mineralen worden toegediend dan voor plantengroei noodzakelijk is. Het surplus kan dan in het bodemsysteem worden vastgelegd of via uitspoeling in het grondwater en vervolgens in het oppervlaktewater terecht komen, dit afhankelijk van de geohydrologische omstandigheden.

De bodem beschikt over een aantal specifieke eigenschappen, waardoor hij in staat is stoffen die via het afvalwater worden toegediend, om te zetten en geheel of gedeeltelijk vast te leggen. De organische verbindingen worden door microbiologische afbraakprocessen omgezet in anorganische verbindingen en een humusachtige rest. De anorganische verbindingen zijn aan het grensvlak vast - vloeibaar onderhevig aan adsorptie-desorptieprocessen afhankelijk van de gehalten in de bodemoplossing. Ook kunnen anorganische verbindingen worden vastgelegd, indien er onoplosbare chemische verbindingen

worden gevormd. Met de laatste reactie worden de toegediende afvalstoffen daadwerkelijk uit de bodemoplossing verwijderd. De eerder genoemde adsorptie vindt plaats door elektrostatische binding aan het adsorptiecomplex van de bodem. Dit mechanisme vindt zijn verzadigingswaarde in de adsorptiecapaciteit van de bodembestanddelen. Overigens zijn deze uitwisselingsreacties reversibel; binding van een bepaald ion aan het complex resulteert automatisch in het in oplossing gaan van een ander ion.

Voor het verkrijgen van een inzicht in het zuiverend vermogen van de grond werd onderzoek gedaan bij objecten die reeds gedurende kortere of langere tijd met relatief grote hoeveelheden afvalstoffen werden belast. Het betreft de vloeivelden van de gemeente Tilburg, van de Trappistenbierbrouwerij bij Tilburg en van de aardappelmeelfabriek WTM in de Veenkoloniën. Tevens wordt ingegaan op de resultaten van een recent uitgevoerde praktijkproef met verregening van afvalwater van de aardappelmeelindustrie. Tenslotte wordt aandacht besteed aan een proef in grondkolommen waarop verschillende hoeveelheden afvalwater met verschillende frequenties werden gedoseerd. De resultaten van de verschillende onderzoeksprojecten worden weergegeven in de vorm van de bereikte reinigingsgraad van het afvalwater. Voor zover bepaald wordt kort ingegaan op de gemeten wijzigingen in de bodemsamenstelling.

2. BEVLOEING MET AFVALWATER

Toepassing van bevoeiing legt beperkingen op ten aanzien van de hoeveelheid afvalwater dat minimaal per oppervlakte-eenheid gelijkmatig kan worden verdeeld. Deze toedieningswijze biedt over het algemeen slechts praktische mogelijkheden indien met grotere giften, in de orde van honderd tot enkele honderden millimeters, wordt gewerkt. Aan de ligging van de grond worden specifieke eisen gesteld om tot een goede verdeling van het water te komen; de aard en hoogte van deze eisen zijn gekoppeld aan de wijze waarop de bevoeiing wordt uitgevoerd. Voor de technische uitvoering staan verschillende systemen ter beschikking: vorenbevoeiing, bassinbevoei-

ing en strokenbevloeiing. Het valt buiten het doel van deze nota hierop nader in te gaan (Werkgroep, 1972).

2.1. Bevloeiing met stadsrioolwater

De gemeente Tilburg heeft, naast een aantal rioolwaterzuiveringsinstallaties, de beschikking over twee complexen vloeivelden, waarvan de oudste reeds ca. 50 jaar wordt gebruikt voor de bevloeiing van rioolwater. Een van deze complexen, genaamd Zandley, heeft een oppervlakte van 120 ha en bestaat voornamelijk uit goed doorlatende zandgrond. De grond is in gebruik als blijvend grasland. Er vindt praktisch alleen beweiding plaats, doordat de boeren uit de omgeving op contract met de gemeente hun vee inscharen op de vloeivelden. De enige voorzorg die wordt genomen is vaccinatie van het vee tegen miltvuur aan het begin van elk beweidingsseizoen.

2.1.1. Methode van bevloeien

De vloeivelden zijn bij de aanleg zo goed mogelijk geëgaliseerd en met dijkjes van ca. 40 cm hoogte omringd. Alle velden zijn gedraineerd op een diepte van 90-100 cm beneden maaiveld, met een drainafstand van 8 m. De toevoer van het rioolwater vindt plaats via toevoersloten die hoog in het terrein liggen. Via eenvoudige sifons wordt het afvalwater op de vloeivelden gebracht. De toediening van afvalwater vindt elke dag plaats. Tijdens het beweidingsseizoen wordt het water aan het eind van iedere beweidingsbeurt op het perceel gelaten, zodat in die periode elk perceel eenmaal per vier weken wordt bevloeid. De hoeveelheid water die per keer wordt gegeven bedraagt ongeveer 350 mm. De infiltratie van het afvalwater in de grond geschiedt snel; 2 dagen na het bevloeien zijn de percelen weer praktisch droog gevallen. Gedurende de winterperiode wordt om de twee weken ongeveer 200 mm ineens gedoseerd. Tot 1972 werd geen aanvullende bemesting gegeven, daar met het afvalwater voldoende voedingsstoffen werden toegediend. Na 1972 wordt twee keer per seizoen een aanvullende N-bemesting gegeven. Dit werd noodzakelijk als gevolg van het feit dat met de voorbehandeling van

het afvalwater in een nieuwe rioolzuiveringsinstallatie het N-gehalte van het afvalwater terug liep (De Haan, 1972a).

2.1.2. Samenstelling afvalwater en drainwater

Gedurende de periode van onderzoek (1971-1972) werd een aantal monsters genomen en geanalyseerd van het afvalwater uit de aanvoerleidingen en van het drainwater. De drainwatermonsters werden genomen bij percelen die twee dagen te voren waren bevoeid. De resultaten zijn vermeld in tabel 1.

Tabel 1. Analyseresultaten, in mg/l, van afvalwater (A) en drainwater (D) op 4 bemonsteringsdata bij het Zandley-complex (De Haan 1972b)

Datum		BOD ₅	N-tot	NH ₄ an	NH ₄ org.	NO ₂	NO ₃	P-tot (als PO ₄)	PO ₄	Poly- fosf.	K
25- 8-71	A	492	25	21	3,4	<0,02	<2	26,5	12	14,5	40
	D	6	3,9	2,1	1,4	1,5	136	0,33	0,28	0,05	50
	D	6	2,2	1,6	1,3	0,60	97	1,24	0,52	0,72	38
	D	2	3,4	1,7	1,4	0,47	34	0,58	0,24	0,36	26
28- 9-71	D	7	7,8	7,2	1,8	0,04	20	0,86	0,72	0,14	43
	D	11	3,2	1,1	1,4	0,7	145	0,76	0,46	0,30	37
	D	7	5,0	3,8	2,0	0,03	18	1,7	1,5	0,2	32
21-12-71	A	295	21	18	7,6	<0,02	<1	36	27	9	50
	A	360	26	22	7,2	<0,02	<1	51	35	16	40
	D	9	3,1	1,5	2,5	0,45	32	1,7	1,4	0,30	44
	D	8	3,4	2,2	2,0	0,70	33	0,89	0,56	0,33	54
	D	30	3,6	2,6	0,93	0,50	15	0,66	0,42	0,24	54
11- 1-72	A	330	20	15	5,7	1,9	2	26	14	12	58
	A	430	24	21	5,3	0,60	1	25	13	12	59
	D	6	2,8	1,9	0,8	0,35	16	2,2	1,8	0,4	40
	D	3	6,0	5,3	1,8	0,03	10	0,97	0,60	0,37	27
	D	12	3,8	1,4	1,2	0,32	80	4,9	3,3	1,6	40
Gemidd.	A	381	23	20	5,8	0,5	1	33	20	13	49
	D	9	4,0	2,7	1,5	0,47	53	1,4	1,0	0,4	41

Onderaan in deze tabel zijn de gemiddeld gevonden waarden voor het afvalwater en voor het drainwater gegeven. Na infiltratie van het afvalwater (verblijftijd tenminste 1 maand) door de grond treedt een sterke daling op van de BOD₅, gemiddeld van 381 mg O₂/l tot 9 mg O₂/l, met andere woorden een reinigingseffect van 98%. Van de ingevoerde stikstof (som van Kjeldahl-N, nitraat-N en nitriet-N) wordt een belangrijk deel genitrificeerd en in de vorm van nitraat uitgespoeld.

Dit betekent dat tussen twee afvalwatergiften voldoende zuurstof en tijd beschikbaar is voor een volledige oxydatie van de toegevoerde stoffen. De gemiddelde concentratie aan totaal fosfaat bedraagt voor het afvalwater en voor het drainwater respectievelijk 33 en 1,4 mg/l (als PO_4). Dit betekent voor fosfaat een reinigingspercentage van ca. 96%, aanmerkelijk meer dan bij een tweetraps rioolzuiveringsinstallatie. Kalium wordt door de grond niet of nauwelijks meer vastgelegd. De kaliumconcentratie van het drainwater is vrijwel gelijk aan die van het afvalwater.

2.1.3. Samenstelling grond

In paragraaf 2.1.2. werd vermeld dat het zuiveringsrendement voor fosfaat op de vloeivelden van Tilburg bijzonder hoog is, ook na meer dan 40 jaar gebruik. Dit betekent dat de grond op een zeer efficiënte wijze fosfaat vastlegt. Het gevolg hiervan is, dat het fosfaatgehalte van deze grond hoger moet zijn, dan dat van vergelijkbare grond, die niet is bevoeid. In figuur 1 is het verloop weergegeven van het fosfaatgehalte in de bodem van de vloeivelden en in de bodem van omringende niet-bevoeide bospercelen (Jaarverslag, 1973).

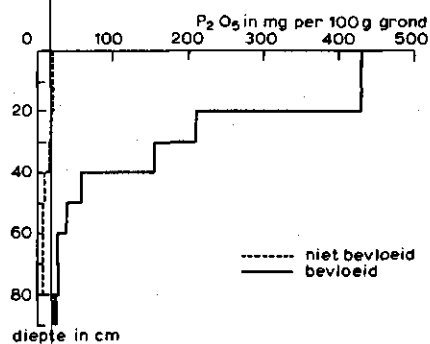


Fig. 1. Verloop van het fosfaatgehalte in de bodem van vloeivelden voor huishoudelijk afvalwater van de gemeente Tilburg en in de bodem van omringende bospercelen (Jaarverslag, 1973)

Uit deze figuur blijkt, dat er accumulatie van fosfaat plaatsvindt; deze blijft beperkt tot de bovenste 50 cm. Beneden 70-80 cm zijn geen verschillen in fosfaatgehalte meer aanwezig. Uit nader onderzoek is gebleken dat het bindingsmechanisme bestaat uit adsorptie van fosfaat,

gevolgd door precipitatiereacties waarbij Fe- en Al-fosfaat wordt gevormd (Beek, De Haan en Van Riemsdijk, 1977). Uit het fosfaatgehalte in beide profielen kan worden berekend, dat de totale fosfaatopslag op de bevoeide percelen na ca. 45 jaar ca. 16 000 kg P_2O_5 /ha bedraagt. Deze hoeveelheid komt goed overeen met het resultaat van een balansberekening, waarin de totale toevoer via het afvalwater is berekend op 18 000 à 20 000 kg P_2O_5 /ha en de onttrekking via hooi, melk- en vleesproductie en de afvoer via het drainwater is berekend op ongeveer 3000 kg P_2O_5 per ha. In het profiel mag dus een waarde van 15 000 tot 17 000 kg P_2O_5 per ha worden verwacht (Jaarverslag, 1973).

2.2. Bevloeiing met afvalwater van een bierbrouwerij

2.2.1. Methode van bevoeien

De Trappistenbierbrouwerij bij Tilburg produceert een hoeveelheid afvalwater van ongeveer 600 m³ per etmaal met een vervuilingkracht van gemiddeld 5500 i.e. In 1967 werd op gronden van het Trappistenklooster een oppervlakte van 8 ha ingericht als vloeiveld. Hiervoor werd de grond geëgaliseerd en werd een drainage aangebracht op 80 cm diepte bij een drainafstand van 10 m. De vloeivelden worden door het Trappistenklooster geëxploiteerd als grasland voor beweiding. Het bevoeiingsschema is zodanig dat elk perceel, ter grootte van 0,75 ha, eenmaal per maand wordt bevoeid met 240 mm afvalwater. Het afvalwater wordt met een ondergrondse leiding aangevoerd. Onder de verdeelpunten aan het eind van een leiding zijn betonnen stortbakken geplaatst om te sterke verspoeling van de grond te voorkomen. Teneinde de doorlatendheid van de grond op peil te houden worden de vloeivelden jaarlijks met een scherpe woeler tot op een diepte van 50-60 cm gewoeld.

2.2.2. Samenstelling afvalwater en drainwater

Gedurende de periode van onderzoek werden op een viertal dagen monsters genomen van het gedoseerde afvalwater en van het

drainwater. De analyseresultaten zijn in tabel 2 vermeld.

Tabel 2. Analyseresultaten, in mg/l, van afvalwater (A) en drainwater (D) op 4 bemonsteringsdata bij de vloeivelden van de Trappistenbierbrouwerij (De Haan, 1972 b)

Datum		BOD ₅	N-tot.	NH ₄ anorg.	NH ₄ org.	P-tot. (als PO ₄)	PO ₄	Poly- fosfaat	K
25- 8-71	A	390	22	5,4	18,7	26	16	10	14
	D	9	12	7,9	2,7	0,54	0,48	0,06	23
	D	14	10	7,9	3,4	0,32	0,22	0,10	29
28- 9-71	A	750	65	13	52	30	10	20	15
	D	5	12	8,9	4,0	1,8	1,3	0,5	23
	D	10	7,6	5,5	2,0	1,3	0,7	0,6	16
21-12-71	A	265	37	32	11	54	36	18	46
	A	252	28	25	7,4	55	38	17	34
	D	62	7,8	2,3	4,8	5,7	3,6	2,1	27
	D	28	8,2	4,2	4,2	4,8	2,6	2,2	18
11- 1-71	A	330	18	9,2	7,1	28	15	13	64
	A	320	17	9,7	7,7	33	19	14	21
	D	20	6,1	2,5	3,3	5,2	2,8	2,4	10
	D	17	5,3	1,8	3,2	4,5	2,6	1,9	11
Gemidd.	A	385	34	15,7	13,0	37,7	22	15,3	32
	D	20	8,6	5,1	3,5	3,0	1,8	1,2	20

Uit de gegevens in tabel 2 volgt, dat de organische verontreinigingen, gemeten als BOD₅, voor 95% worden verwijderd. Voor P-totaal (als PO₄) is de zuivering ongeveer 92%. Ten aanzien van stikstof moet worden vermeld dat de jaarlijkse bewerking van de grond invloed heeft op de mineralisatie van stikstof (en ook op die van de organische verontreinigingen). Begin december 1971 werd de grond gevoeld. Na 20 november 1971 werd noch nitraat, noch nitriet in aantoonbare hoeveelheden in het drainwater aangetroffen. Op 25-8 en 28-9 werden nitraatgehalten gevonden van 40 tot 200 mg NO₃ per l. Dit betekent dat bij een goede aeratie en een ruime verblijftijd ook op deze vloeivelden een belangrijk deel van de toegediende stikstof als nitraat via het drainwater uitspoelt. Het K-gehalte van het drainwater is lager dan dat van het afvalwater. Dit wijst er op dat na 4 jaar bevoeien nog steeds kalium door de grond wordt achtergehouden.

Enkele incidentele analyses van grondmonsters wijzen op een stijging van het K-getal van de grond, waarmee wordt aangetoond dat de

evenwichtssituatie van de K-bezetting van de grond hier nog niet is bereikt.

2.3. Bevloeiing met afvalwater van de aardappelmeelindustrie

De aardappelmeelfabriek WTM in Ter Apelkanaal, behorend tot het aardappelzetmeelconcern Avebe, heeft reeds gedurende ca. 40 jaar een complex vloeivelden in gebruik voor bevloeiing met afvalwater. Dit complex is gelegen ten noorden van de fabriek en beslaat een oppervlakte van 340 ha. Deze vloeivelden zijn in eigendom van de Avebe. De grond werd verpacht aan boeren uit de omgeving die hierop tot 1974 het normale veenkoloniale landbouwbedrijf uitoefenden. Dit betekende dat op de vloeivelden fabrieksaardappelen, granen en suikerbieten werden geteeld. De gronden moesten vrij zijn van gewassen bij het begin van de aardappelmeelcampagne (eind augustus).

Het complex is niet gedraineerd, de waterafvoer moest plaatsvinden via vrij kleine slootjes die in het gebied liggen of via het diepere grondwater.

Na 1974 zijn de pachtovereenkomsten met de boeren opgezegd en zijn de vloeivelden intensiever bevoeid dan tot die datum.

2.3.1. Methode van bevoeien

Het te bevoeien afvalwater wordt vanuit een open leiding, die vanaf de fabriek tussen de vloeivelden door naar een bergingsbassin voert, afgelaten op de te bevoeien percelen. Het transport geschiedt door natuurlijk verval. Alhoewel geen nauwkeurige gegevens bekend zijn, kan worden aangenomen dat de gehele oppervlakte jaarlijks wordt bevoeid met 300 à 400 mm afvalwater. De rest van het afvalwater van de fabriek wordt opgeslagen in een bergingsbassin en van daaruit geloosd op het Mussel-A-kanaal.

2.3.2. Samenstelling afvalwater en drainwater

Bij de winning van zetmeel uit fabrieksaardappelen komen twee

soorten afvalwater vrij, namelijk het was- en transportwater en het proceswater. Het was- en transportwater is het afvalwater afkomstig van het wassen van de aangevoerde aardappelen. De bijdrage van dit water aan de totale afvalwaterbelasting is ongeveer 5%. Het proceswater komt vrij bij de eigenlijke zetmeelwinning, het bestaat uit aardappelsap verdund met water, dat nodig is voor het raffineren van het zetmeel. Afhankelijk van het toegepaste procedé bedraagt het waterverbruik 6-10 m³ per ton aardappelen (N. B. Als gevolg van de milieuheffingen op de lozing van afvalwater zijn bij de aardappelmeel-industrie inmiddels produktiemethoden ontwikkeld, waarbij het waterverbruik belangrijk is teruggeschroefd (vgl. par. 3).

In de onderzoeksperiode (campagne 1971) is een aantal monsters genomen uit de open transportleiding voor het afvalwater. De analyse-resultaten zijn gegeven in tabel 3.

Tabel 3. Gemiddelde samenstelling, de standaardafwijking s ten opzichte van het gemiddelde en de uiterste waarden van 10 monsters van het afvalwater van de aardappelmeelfabriek WTM in de campagne 1971.

	Gemiddelde waarde	s	Uiterste waarden
COD (mg O ₂ /l)	8360	1649	6505 - 11305
BOD ₅ (mg O ₂ /l)	3810	1221	1800 - 6000
Totaal N (mg M/l)	527	71	410 - 660
NH ₄ anorg. (mg M/l)	96	25	67 - 136
NH ₄ organisch (mg M/l)	286	48	217 - 361
Totaal P (mg P/l)	46	33	4 - 91
K (mg K/l)	670	165	290 - 840
Cl (mg Cl/l)	213	48	135 - 269

Voor het beoordelen van het effect van de bevoeiing van het afvalwater op de kwaliteit van het grondwater zijn op percelen midden in het vloeiveldencomplex 2 buizen geplaatst om grondwater te onttrekken. Deze buizen zijn geperforeerd over een lengte van 50 cm. De buizen zijn zo geplaatst dat het bovenste grondwater kan worden bemonsterd.

De grondwaterstand was ca. 1 m min maaiveld, behalve in gevallen van bevoeiing van het onderzoeksperceel of aangrenzende percelen. Voor de monstername werden de buizen leeggepompt om te voorkomen dat water zou worden onttrokken, dat via de buis in contact is geweest met de lucht. Het bodemprofiel bestond uit een bouwvoor met een dekzand ondergrond. De analyseresultaten van de grondwatermonsters van het bovenste grondwater uit de twee waarnemingsbuizen werden gemiddeld en zijn voor COD en BOD₅ in figuur 2 gegeven als quotient van de gemiddelde waarden van deze parameters in het afvalwater (vgl. tabel 3).

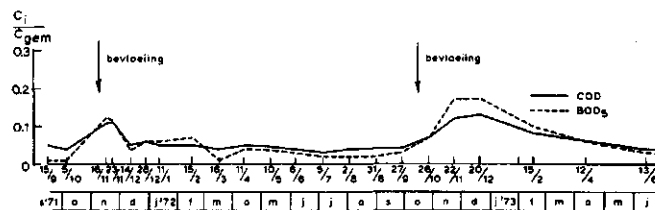


Fig. 2. Het verloop van de relatieve belasting voor COD en BOD₅ met de tijd van het bovenste grondwater van vloeivelden van de aardappelmeelfabriek WTM na langjarige bevoeiing met ca. 300 mm afvalwater van deze fabriek, C_i is de concentratie in het grondwater, C_{gem} is het gemiddelde gehalte in het afvalwater

Uit het verloop van de curven voor COD en BOD₅ volgt, dat direct na een bevoeiing met ca. 300 mm afvalwater de COD en BOD₅ van het bovenste grondwater ca. 10% bedraagt van die van het afvalwater. Een dergelijke reinigingsgraad van 90% is hoog, hetgeen wijst op een hoge zuiveringscapaciteit van de grond. De restgehalten aan COD en BOD₅, respectievelijk 836 mg O₂/l en 391 mg O₂/l, betekenen nog steeds een behoorlijke verontreiniging. In de loop van het jaar volgend op de bevoeiing verbetert de kwaliteit van het grondwater tot een rest van 2% voor BOD₅ (78 mg O₂/l) en 8% voor COD (667 mg O₂/l). Na de bevoeiing in oktober 1972 (zie fig. 2) treedt een overeenkomstig verloop op voor COD en BOD₅.

De som van NH₄-anorg. en NH₄-org. in het bovenste grondwater is nog vrij hoog en varieert van 15 tot 25 mg NH₄-N/l. In vergelijking met het stikstofgehalte van het afvalwater is er van een belangrijke reductie in N-totaal sprake, desalniettemin wordt het grondwater

nog belast met een hoeveelheid niet gemineraliseerde N-verbindingen.

Ten aanzien van fosfaat zijn de gehalten in het grondwater relatief laag. Het P-totaal gehalte is meest kleiner dan 1 mg PO₄ per l en het ortho-fosfaatgehalte was gedurende de periode van onderzoek kleiner dan 0,5 mg PO₄/l. Ook op deze vloeivelden doet zich kenmerkend het verschijnsel voor van fosfaatfixatie door de Fe- en Al-rijke zandgronden. Het kaliumgehalte in het bovenste grondwater varieert van 150 tot meer dan 300 mg K per liter.

Algemeen kan uit de verzamelde analysecijfers worden geconcludeerd dat met de vloeivelden weliswaar hoge reinigingspercentages worden gehaald voor zowel de organische verontreinigingen als voor stikstof en fosfaat, maar de restverontreiniging is nog van die aard dat het bovenste grondwater als verontreinigend moet worden beoordeeld.

In dit verband is het interessant de grondwaterkwaliteit op grotere diepte te bepalen. Hiervoor is binnen het vloeiveldencomplex een ont-trekkingsbuis geplaatst met een filter op 4 tot 4,5 m min maaiveld. Ter vergelijking is eenzelfde buis op dezelfde diepte geplaatst buiten de vloeivelden. De analyseresultaten van een aantal monsters uit deze twee waarnemingsbuizen zijn gegeven in tabel 4.

Tabel 4. Samenstelling (mg/l) van het grondwater op 4,00 tot 4,50 m beneden maaiveld op vloeivelden van een aardappelmeelfabriek en op een terrein ca. 1200 m buiten de vloeivelden van een aantal bemonsteringen in 1972

Datum	Vloeivelden				Buiten vloeivelden			
	6/1	21/3	21/6	11/10	6/1	23/3	21/6	11/10
COD (mg O ₂ /l)	486	490	790	430	34	35	36	39
BOD ₅ (mg O ₂ /l)	40	50	330	300	6	3	3	5
N-Kjeldahl	23	20	26	23	1,2	1,7	1,6	1,8
NH ₄ -N, anorg.	23	18	28	25	1,1	1,3	0,8	1,0
NH ₄ -N, org.	4,0	4,5	2,5	2	0,9	0,8	0,4	0,6
NO ₃ -N	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
P-tot.	0,4	0,3	0,4	0,4	0,8	0,6	0,6	0,9
PO ₄ -P	0,3	0,2	<0,01	<0,01	0,7	0,6	0,-	0,3
K	182	180	230	230	2	1	2	2
Cl	20	18	120	143	86	113	96	8

Uit de gegevens in tabel 4 blijkt dat op de vloeivelden op een diepte van 4 m beneden maaiveld verontreinigend grondwater aanwezig is. Stel de gemiddelde dosering met afvalwater op 300 mm en het jaarlijkse neerslagoverschot op 300 mm, dan is de verblijftijd van het water in de grond voor een verplaatsing van 1 m min maaiveld naar 4 m min maaiveld (bij een aangenomen vochtgehalte van 40 vol %) 2 jaar. Een dergelijke verblijftijd van 2 jaar blijkt dus onvoldoende te zijn voor een duidelijke verbetering van de waterkwaliteit in de grond ter plaatse. Aanvullend onderzoek op grotere diepte zal moeten aantonen hoe ver de verontreiniging van het grondwater zich uitstrekt.

3. BEREGENING

Met beregening is het in principe mogelijk elke gewenste watergift te doseren. Ook zeer kleine giften zijn nu mogelijk. De gift kan hiermee worden afgestemd op bijvoorbeeld de voedingseisen van het gewas of de zuiveringscapaciteit van de grond. Een grote gift ineens kan gemakkelijk in een aantal porties worden verdeeld.

Door de ontwikkeling van een produktiemethode van aardappelzetmeel met een laag waterverbruik (5 tot 10 x lager dan voorheen) is de hoeveelheid afvalwater per ton aardappelen belangrijk kleiner geworden, maar de verontreinigingsgraad is met dezelfde factor toegenomen. Verwerking van dit afvalwater op landbouwgrond is, gegeven de maximaal toelaatbare dosering, alleen mogelijk door middel van verregenen. De mogelijkheden van verregening van het laatstgenoemde afvalwater in de landbouw is bestudeerd in een praktijkproef op 100 ha. Naast de bedrijfseconomische, organisatorische en sociale aspecten is ook de invloed op de waterkwaliteit bestudeerd (Drent, 1976). Aan het laatste aspect zal in de volgende paragraaf aandacht worden besteed.

3.1. Verregening afvalwater aardappelmeelindustrie in een praktijkproef

Een van de doelstellingen van de praktijkproef op een 100 ha

landbouwgrond was:

- zo goed mogelijk nagaan in hoeverre de verregening de normale produktie en exploitatie van landbouwgewassen beïnvloedt;
- analyse van grond en grondwater om de toelaatbare belasting te controleren.

Als basis voor de dosering van afvalwater is gehanteerd het optimaal benutten van de voedingsstoffen uit het afvalwater. Omdat de verhouding van de verschillende meststoffen in het proceswater niet overeenkomt met de bemestingsbehoefte van de plant is in het algemeen op een van de voedingselementen gedoseerd en moeten de andere meststoffen, zo nodig, met kunstmest worden aangevuld. Het valt buiten het doel van deze nota om diep in te gaan op de landbouwkundige aspecten van de verregening. Volstaan wordt met het citeren van een aantal conclusies uit een rapport over de resultaten van de praktijkproef (Drent, 1976). Na een goede verdeling van het proceswater en een aanvullende bemesting met kunstmest is een goede opbrengst van landbouwgewassen mogelijk. Er waren geen verschillen in de gewasopbrengsten van percelen, berekend met proceswater en een aanvullende bemesting, en percelen die een normale kunstmestbemesting kregen. Verregening van proceswater van de aardappelmeelindustrie betekent een besparing op het gebruik van kunstmest. Deze besparing bedroeg op het proefbedrijf f 189 per ha bij kunstmestprijzen van 1 januari 1975.

De samenstelling van het afvalwater dat gedurende de campagnes 1973 en 1974 is verregend is gegeven in tabel 5.

Tabel 5. Gemiddelde samenstelling en de standaardafwijking (s) ten opzichte van het gemiddelde van het verregende proceswater in de campagnes 1973 en 1974 van respectievelijk 34 en 43 monsters

	1973	s	1974	s
COD (O ₂ mg/l)	23 168	4976	18 370	4150
BOD ₅ (O ₂ mg/l)	14 728	3862	11 623	2582
Totaal N (N mg/l)	1 712	290	1 774	272
NH ₄ (N mg/l)	300	99	468	195
Organisch N (N mg/l)	1 042	360	1 912	260
Totaal P (P mg/l)	249	188	234	158
K (mg/l)	2 491	316	2 299	331
Cl (mg/l)	253	64	291	130

De gemiddelde afvalwatergift bedroeg in beide proefjaren 10 mm met schommelingen tussen 5 en 18 mm. Deze doseringen zijn slechts een fractie van hetgeen in voorgaande hoofdstukken is vermeld! Voor de afvoer van regenwater zijn de percelen intensief gedraineerd. De drains liggen op 60 à 70 cm diepte met een drainafstand van 8 m. De profielopbouw van de grond is op de meetpunten 35, 51 en blanco vrijwel identiek en bestaat uit de lagen 0 tot 30 cm zwart humeus zand, 30 tot 50 cm bruingeel zand, 50 tot 90 cm geel zand, 90 tot 220 cm keileem. De grondwaterstand schommelde tijdens de proefperiode van 100 cm min maaiveld tot 30 cm min maaiveld en in perioden van intensieve neerslag tot in het maaiveld; het laatste vooral aan het einde van de berekening in najaar 1974.

De resultaten van het waterkwaliteitsonderzoek tijdens het eerste beregeningsjaar zijn minder sprekend dan die van het tweede jaar. De belangrijkste oorzaak is, dat het in de periode 1974/75 veel meer heeft geregend dan in de voorafgaande periode, zodat ook veel meer water uit het gebied moest worden afgevoerd.

De resultaten van het onderzoek naar de kwaliteit van het drainwater op de percelen 35, 51 en het blanco perceel zijn gegeven in figuur 3. De proceswatergiftten op de percelen 35 en 51 bedroegen respectievelijk 18 en 7,5 mm. Het verloop van de COD over de onderzoeksperiode geeft aan, dat de kwaliteit van het drainwater niet wordt beïnvloed door de verregening van het proceswater. De COD van het drainwater van het blanco perceel was zelfs over de hele periode een fractie hoger dan die van de met proceswater beregende percelen. De analyseresultaten voor nitraat geven aan dat in de maand december op alle percelen de nitraatconcentraties in het drainwater het hoogst zijn. Waarom het nitraatgehalte van het drainwater van perceel 51 steeds hoger is dan dat van de twee andere waarnemingspunten is niet duidelijk. Het is niet waarschijnlijk dat deze hogere nitraatgehalten alleen een gevolg zijn van het verregende proceswater, omdat in dat geval ook op perceel 35 het nitraatgehalte hoger zou zijn geweest.

Uit het verloop van het chloridegehalte kan worden geconcludeerd dat deze gehalten door de verregening van proceswater niet worden beïnvloed. De analyseresultaten wijzen op een langzame uitspoeling van de grond als gevolg van de neerslag.

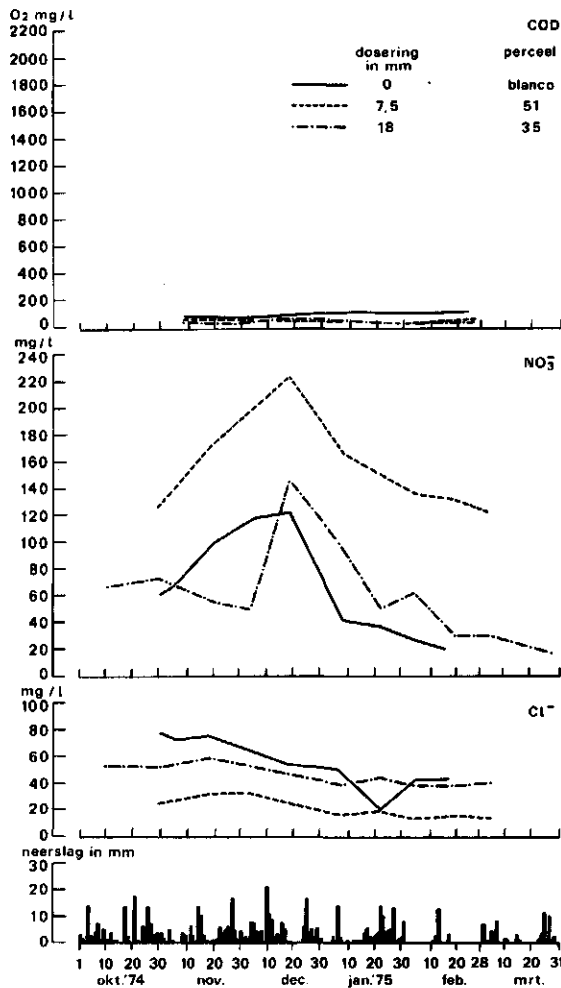


Fig. 3. Verloop van de neerslag, COD, NO₃⁻-gehalte en Cl⁻-gehalte in het drainwater van percelen met een proceswatergift van 0, 7,5 en 18 mm over de periode oktober 1974 tot maart 1975

Geconcludeerd kan worden dat het bodemsysteem 10 mm afvalwater van de aardappelindustrie met een samenstelling volgens tabel 5 volledig zuivert. Na nitrificatie van stikstof tot nitraat wordt een gedeelte van de stikstof uitgespoeld en een gedeelte wordt in het groeiseizoen opgenomen door de plant.

4. LYSIMETERONDERZOEK

Nu er voor de verwerking van afvalwater door berekening of bevoeiing op land hernieuwde belangstelling is ontstaan is een aantal

proeven uitgevoerd voor het vaststellen van de toelaatbare belasting.

Op het proefterrein De Sinderhoeve van het ICW is een aantal lysimeters bevoeid met voorbezonden afvalwater van een aardappelschilbedrijf. Zowel de grootte van de gift als de frequentie varieren per lysimeter. De natuurlijke neerslag op de lysimeter werd voorkomen door middel van een afscherming op ca. 50 cm boven het maaiveld.

De grond in de lysimeters bestaat uit drie lagen:

- 0 - 30 cm humeus zand met een org. stofgehalte van 7 gew. %
- 30 - 60 cm bruine inspoelingslaag, opgebouwd uit zand met een org. stofgehalte van 3 gew. %
- 60 - 135 cm geel zand met 0,7 gew. % org. stof

De grond is goed doorlatend; de bouwvoor bestaat voor 73% uit deeltjes $> 150 \mu$. De grondwaterstand in de lysimeters werd op 90 cm beneden maaiveld gehandhaafd (Van den Toorn, 1977).

4.1. Samenstelling afvalwater en bevoeiingsschema

Vanwege het natuurlijke karakter van het afvalwater van het desbetreffende aardappelschilbedrijf gaat het snel over in rotting, zodat voor elke dosering vers afvalwater moet worden gehaald. De gemiddelde samenstelling van het afvalwater over de periode november 1975 tot en met oktober 1977 is gegeven in tabel 6.

Tabel 6. Gemiddelde samenstelling (mg/l), uiterste waarden en de standaard afwijking t. o. v. het gemiddelde van voorbezonden afvalwater van een aardappelschilbedrijf in de periode november 1975 t/m oktober 1977. Aantal monsters 51.

	Gem. waarde	s	Uiterste waarden
COD (mg O ₂ /l)	2551	1152	1015 - - 7673
N-Kjeldahl	58,4	27,0	17,3 - 144,5
NH ₄ -N	13,1	8,1	0,0 - 32,9
NO ₃ -N	1,1	1,3	0,0 - 5,9
P-totaal	10,7	4,8	2,0 - 20,2
PO ₄ -P	3,2	2,0	0,0 - 11,4
K	159,4	65,1	53,0 - 373,0
Cl	150,8	100,9	35,1 - 385,0
gel. vermogen (μ S)	1540	610	460 - 2980
pH	4,6	0,5	3,9 - 6,3

Uit de gegevens in tabel 6 blijkt dat het afvalwater een sterk wisselende samenstelling heeft, als gevolg van verschillende verwerkingsmethoden en verschillen in kwaliteit van de verwerkte aardappelen.

Het schema van de belasting met afvalwater van vier lysimeters is als volgt:

lysimeter 9: 1 x per 4 weken 100 mm afvalwater

lysimeter 11: 1 x per 2 weken 50 mm afvalwater

lysimeter 13; 1 x per 2 weken 25 mm afvalwater

lysimeter 15: 1 x per 4 weken 200 mm afvalwater

4.2. Samenstelling drainwater

4.2.1. COD van het drainwater

Het resultaat van de zuivering van het afvalwater in de grond van de lysimeters is voor de COD gegeven in figuur 4A. In deze figuur is COD_i de COD van het afvalwater volgend op een afvalwatergift en COD_{gem} de gemiddelde COD van het gedoseerde afvalwater volgens tabel 6. Uit het verloop van de curven blijkt, dat de COD van het drainwater in de perioden maart-april 1976 en 1977 toeneemt, met uitzondering van lysimeter 13. Deze toename is groter naarmate de belasting met organische verontreinigingen hoger is. Deze teruggang van de zuivering blijkt in de periode maart-april 1976 groter te zijn dan in dezelfde periode van 1977. De oorzaak dat juist in deze perioden de zuiverende werking bij bijna alle belastingsgraden slechter wordt moet worden gezocht in een factor die voor alle lysimeters gelijk is.

In figuur 4B is de bodemtemperatuur op 20 cm min maaiveld en de temperatuur van het grondwater uitgezet tegen de tijd. Uit het verloop van deze temperatuur volgt dat de experimenten zijn gestart in een periode met een lage bodemtemperatuur. De microbiologische afbraaksnelheid van de organische stof is dan laag. Bovendien werd de grond, voorafgaande aan de proeven met slechts weinig afbreekbaar materiaal belast, zodat de beginactiviteit klein was. Als gevolg van deze factoren is de beginbelasting voor de meeste lysimeters

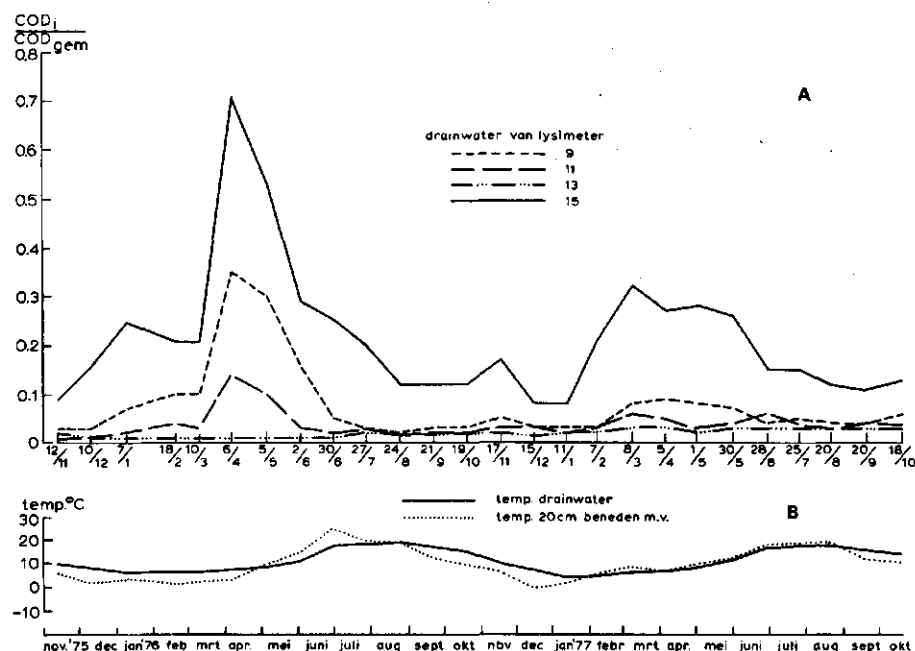


Fig. 4. A. het verloop van de relatieve COD belasting van het drainwater van lysimeters 9, 11, 13 en 15 met de tijd. COD_i is de COD van het drainwater volgend op een afvalwatergift, COD_{gem} is de gemiddelde COD van het gedoseerde afvalwater volgens tabel 6
 B. het verloop van de bodemtemperatuur en de drainwatertemperatuur met de tijd

te hoog geweest, zodat in de periode maart-april, na vervanging van de vochtinhoud van de lysimeters met tenminste een factor 1 (met uitzondering van lysimeter 13) nog een rest verontreiniging met het drainwater wordt afgevoerd. Na stijging van de bodemtemperatuur in april en volgende maanden, neemt de afbraaksnelheid toe en als gevolg van bacteriegroei ook de activiteit per cm^3 grond. Het resultaat hiervan is dat de zuiverende werking van de grond toeneemt. Ook de hoogst belaste lysimeter 15 heeft, ondanks de relatief hoge COD van het drainwater, een zuiveringspercentage van 90% gerekend naar COD. De toename van de activiteit per cm^3 grond volgt ook uit het feit dat in de tweede koude periode (december 1976 - januari 1977) de achteruitgang in zuiveringsresultaat kleiner is dan na de eerste koude periode.

4.2.2. Doorbraakcurven van COD, Cl en K

Het zuiveringsrendement van afvalwater ingrond tijdens de ex-

perimenten in lysimeters, wordt ook duidelijk als de analyseresultaten worden uitgezet in zogenaamde doorbraakcurven. In figuur 5 zijn de gehalten aan COD, Cl^- en K^+ in het drainwater van lysimeters 9, 11, 13 en 15 op de verticale as uitgezet als fractie van de met het afvalwater toegevoegde hoeveelheden: $\frac{C_i}{C_0}$. Op de horizontale as is de volumebelasting van de lysimeters gegeven als de verhouding van de toegevoegde hoeveelheden water en de inhoud aan water van de desbetreffende lysimeter: $\frac{V_i}{V_0}$.

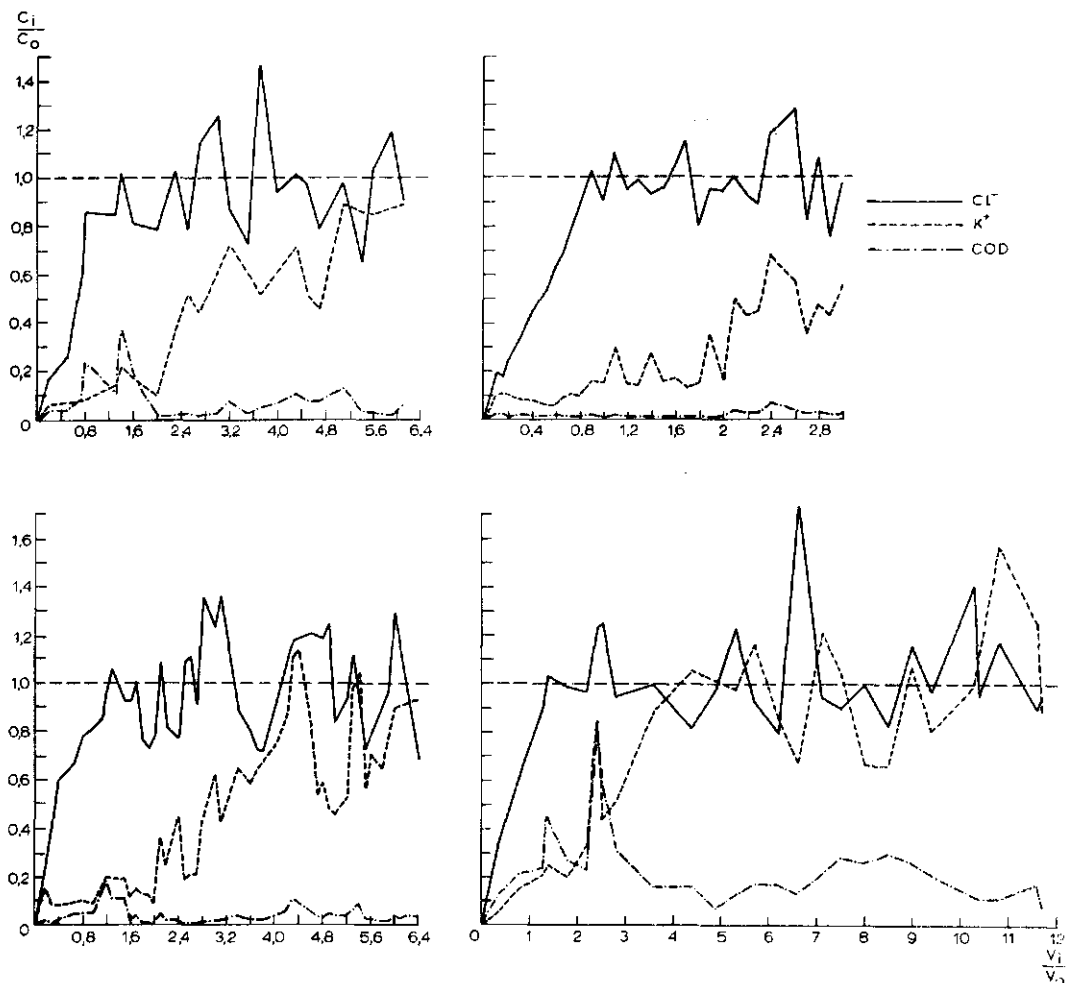


Fig. 5. Het verloop van de relatieve belasting voor COD, Cl en K in het drainwater van lysimeters 9, 11, 13 en 15 met de relatieve volumebelasting van deze lysimeters. C_i is de concentratie van de parameter in het drainwater, C_0 is het gehalte in het afvalwater. V_i is de gedoseerde hoeveelheid afvalwater en V_0 is de vochtinhoud van de lysimeter

Het chloride-ion wordt beschouwd als een referentie-ion, daar dit ion niet deelneemt aan de interactieprocessen van de bodem, dit betekent dat $\frac{C_i}{C_o}$ voor chloride de waarde 1 krijgt als het oorspronkelijke volume water in de lysimeters is vervangen door afvalwater. Uit het verloop van de curven in figuur 5 volgt dat

$\frac{C_i}{C_o} = 1$ bij $\frac{V_i}{V_o}$ is ca. 1,6. Het feit dat bij $\frac{V_i}{V_o} = 1$ (het oorspronkelijke water volume 1 x vervangen) $\frac{C_i}{C_o}$ voor chloride kleiner is dan 1, is een gevolg van het optreden van dispersieverschijnselen in de grond. De stroming van water met de opgeloste stoffen, gaat via grote poriën sneller dan via kleine poriën. Het hierdoor optredende verdunningseffect (dispersie) is aanleiding tot vervaging van het front van de opgeloste stof.

Uit de cijfers in tabel 5 volgt dat de gehalten aan COD, Cl^- en K^+ in het afvalwater aan grote schommelingen onderhevig zijn. Het quotient $\frac{C_i}{C_o}$ krijgt daardoor een zeer grillig verloop, met waarden veel groter dan 1 als bijvoorbeeld met het drainwater chloride wordt afgevoerd van een gift met een hoog chloridegehalte en op dat moment het gedoseerde afvalwater een laag chloridegehalte heeft. Deze uitkomst is in feite niet reëel. Om dit te voorkomen is in figuur 5 voor C_o steeds het gehalte van de gift gerekend, welk overeenkomt met het gehalte van het drainwater na een zekere verblijftijd in de grond. Ter verduidelijking het volgende voorbeeld: een afvalwatergift van 200 mm met een chloridegehalte van 100 mg/l zal, bij een vochtinhoud van de lysimeter van 400 mm, na $2 \times 1,6$ (dispersie-effect) = 3,2 doseringen volledig zijn doorgebroken. Bij $\frac{V_i}{V_o} = 1,6$ heeft het drainwater een Cl^- -gehalte gelijk aan dat van de eerste gift met afvalwater. In dit voorbeeld zou voor C_i het Cl^- -gehalte van het drainwater na de 3e gift met afvalwater worden ingevuld en voor C_o het Cl^- -gehalte van de eerste gift. Er is dus een faseverschuiving ingebouwd. De grootte van de faseverschuiving is afhankelijk van de afvalwatergift en de vochtinhoud van de lysimeter.

Volgens de bovenomschreven methode zijn in figuur 5 de doorbraakcurven voor COD, K^+ en Cl^- berekend en uitgezet. Indien geen zuivering van afvalwater plaatsvindt zal $\frac{C_i}{C_o}$ voor COD, parallel aan

chloride, de waarde 1 naderen. Indien de afbraak van organische stof goed verloopt, wordt het quotient voor COD klein.

In lysimeter 13 is $\frac{C_i}{C_o}$ voor COD over de hele meetperiode kleiner dan 0,05, terwijl in lysimeters 9 en 11 over het grootste deel van de curven de waarde 0,1 wordt gehaald. Lysimeter 15 vertoont over het hele traject waarden groter dan 0,1, als gevolg van een overbelasting met organische verontreinigingen. De pieken in $\frac{C_i}{C_o}$ voor COD voor lysimeters 9, 11 en 15 zijn dezelfde als in figuur 4 is aangegeven en is verklaard. De curven $\frac{C_i}{C_o}$ voor kalium in figuur 5 duiden op adsorptie van kalium aan het adsorptiecomplex van de grond. Uit het verloop van deze curven in de lysimeters 9, 11 en 15 blijkt bij $\frac{V_i}{V_o}$ is ongeveer 5, dat de grond verzadigd raakt met kalium, met als gevolg dat de concentratie aan kalium in het drainwater oploopt tot waarden gelijk aan die in de toevoer.

4.3. Aeratie van de grond in de lysimeters

Voor een goed zuiveringsresultaat bij verwerking van afvalwater in grond is het belangrijk dat de afbraakprocessen onder aerobe omstandigheden plaatsvinden. In de grondlaag boven het grondwater kan via de luchtgevulde poriën de zuurstof voor de oxydatie worden aangewoerd. Naarmate het luchtgevulde poriënvolume (E_g) groter is, zal de snelheid van de zuurstoftoevoer via diffusie groter zijn bij een zeker zuurstof tekort en daarmee de zuiveringscapaciteit van de grond. De verhouding E_g en E_v (water gevuld poriënvolume) in de onverzadigde zone is sterk afhankelijk van grondsoort en afstand ten opzichte van het grondwater. Zo zal E_g van een kleigrond, met een grondwaterstand op 1 m beneden maaiveld, in de bovenste centimeters veel kleiner zijn dan bij een zandgrond met dezelfde grondwaterstand.

In het onderzoek in de lysimeters is het zuurstofgehalte op een aantal dieptes ten opzichte van de grondwaterspiegel gemeten. In figuur 6 zijn deze zuurstofgehalten op 25, 50 en 75 cm beneden maaiveld als functie van de tijd uitgezet voor de lysimeters 9, 11, 13 en 15, nadat reeds een aantal keren daarvoor afvalwater was gedoseerd.

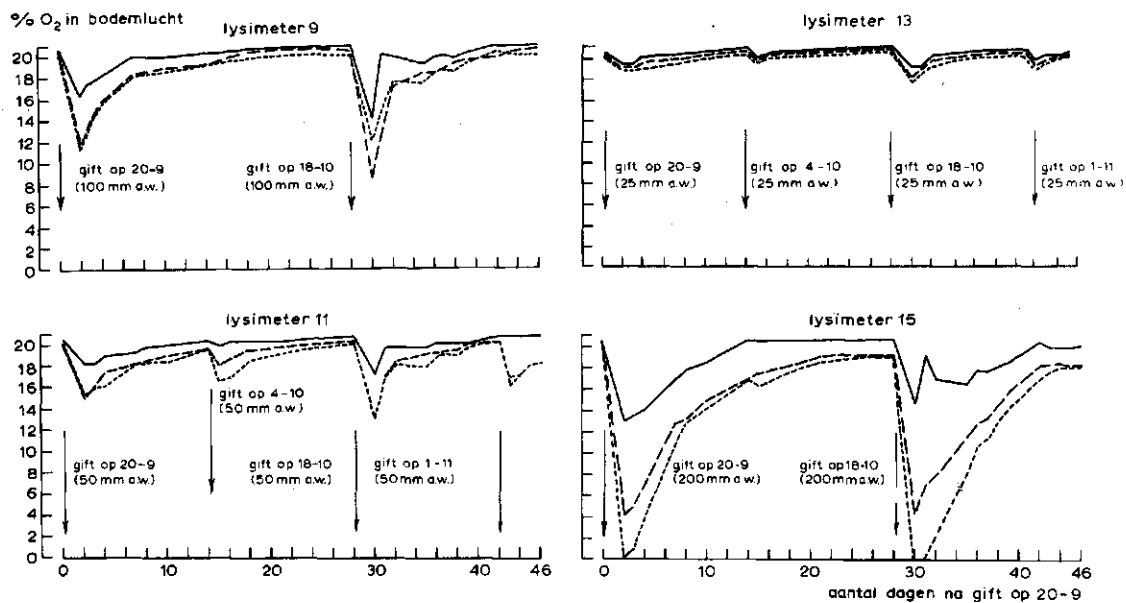


Fig. 6. Het verloop van het zuurstofgehalte in de bodematmosfeer in lysimeters 9, 11, 13 en 15, na behandeling met verschillende hoeveelheden afvalwater gedurende de periode 20-9 t/m 5-11-'76 met de tijd. Grondwaterstand 90 cm min maai-veld

————— zuurstofgehalte op 25 cm diepte
 - - - - - zuurstofgehalte op 50 cm diepte
 - - zuurstofgehalte op 75 cm diepte

De grondtemperatuur was in deze meetperiode 12°C . Uit het verloop van de zuurstoflijnen in figuur 6 blijkt dat het O_2 -gehalte in de bodematmosfeer daalt na een afvalwatergift. Deze daling is groter naar mate de gift groter is; met een grotere dosering dringen de afvalstoffen immers dieper in het profiel. In lysimeter 15 met de grootste gift ineens, blijkt de bodematmosfeer op 75 cm diepte gedurende korte periodes anaeroob te worden, als gevolg van een te hoge belasting met organische stof. Het resultaat is een slechte zuivering (vgl. fig. 4). De O_2 -curven in de lysimeters 13, 11 en 9 vertonen respectievelijk een toenemende daling van het O_2 -gehalte op de verschillende meetdiepten als gevolg van een grotere afvalwatergift (resp. 25, 50 en 100 mm per dosering). Bij de drie laatstgenoemde doseringen komt het O_2 -gehalte in de bodematmosfeer weer vrij snel op een redelijk niveau. De zuivering van het afvalwater in lysimeter 13 is praktisch volledig (vgl. fig. 4), waarbij het O_2 -gehalte in de bodematmosfeer vrijwel niet wordt beïnvloed.

5. LITERATUUR

- BEEK, J., F. A. M. DE HAAN en W. H. VAN RIEMSDIJK, 1977
I. General information on sewage farm, soil and treatment results. Journal Environmental Quality, vol. 6. no. 1.
- DRENT, J. 1976. Verwerking van proceswater van de aardappelmeelindustrie in de landbouw. Regionale studies ICW 10. 49 pp.
- HAAN, F. A. M. DE, 1972a. De bodem als afvalverwerkend systeem. Tijdschr. Kon. Ned. Heidemij 83,9. 305-316. Verspreide overdrukken ICW 129.
- , 1972b. Resultaten van belasting van de bodem met grote hoeveelheden afvalstoffen. Nota ICW 637, 56 pp.
- JAARVERSLAG 1973. Mededeling ICW 150, 30-31.
- TOORN, A. VAN DEN, 1977. Enkele aspecten van de zuivering van afvalwater in grond bestudeerd in lysimeters. Nota ICW 994, 36 pp.
- WERKGROEP, 1972. Landbouwkundig gebruik van afvalwater uit de aardappelmeelindustrie. Rapport Werkgroep TNO voor onderzoek Irrigatie met Afvalwater Aardappelmeelfabrieken, Postbus 35 Wageningen.