# GÖTTINGER BODENKUNDLICHE BERICHTE

# 39

A. Thormann und B. Meyer

**Beseitigung und Verwertung von Zuckerfabrik-Abwasser durch Boden-Bewässerung und -Filtration. (Filter-Passage-Verhalten, Hydro- und Bioelement-Bilanzen)**

1976

Im Selbstverlag der Anstalten für
Bodenkunde der Universität Göttingen

Herausgeber: B. Meyer und B. Ulrich

Schriftleitung: P. Hugenroth

Bestellungen über:

Institut für Bodenkunde, Göttingen, von Siebold-Str. 4

Institut für Bodenkunde und Waldernährung
Göttingen, Büsgenweg 2

oder den Buchhandel (Gewährung von Wiederverkäufer-Rabatt)

Selbstkostenpreis DM

# GÖTTINGER BODENKUNDLICHE BERICHTE

# 39

A. Thormann und B. Meyer

## Beseitigung und Verwertung von Zuckerfabrik-Abwasser durch Boden-Bewässerung und -Filtration. (Filter-Passage-Verhalten, Hydro- und Bioelement-Bilanzen)

1976

August Thormann B. Meyer

# Beseitigung und Verwertung von Zuckerfabrik-Abwasser durch Boden-Bewässerung und -Filtration. (Filter-Passage-Verhalten, Hydro- und Bioelement-Bilanzen)

Göttinger Bodenkundliche Berichte 39, 1-228
(1976)

# I N H A L T

Seite

1 PROBLEM-ÜBERSICHT 8

1.1 BELASTUNG VON GRUND- UND OBERFLÄCHEN-WASSER DURCH ABWÄSSER 8

1.2 ABWASSER-PROBLEME VON ZUCKERFABRIKEN 11

1.3 BODEN-FILTRATION VON ZUCKERFABRIK-AB-WASSERN ALS ALTERNATIVE ZUR REINIGUNG IN STAPELTEICHEN 12

1.4 AUFGABEN-STELLUNG ZUM FORSCHUNGS-PRO-JEKT "ABWASSER- LAND- BEHANDLUNG" 16

1.5 KENNTNIS-STAND 18

2 METHODIK 21

2.1 TEST-BÖDEN 21

2.1.1 Löß-Parabraunerde 21
2.1.2 Sand-Modell-Boden 23

2.2 LYSIMETER 24

2.2.1 Wahl des Verfahrens 24
2.2.2 Herstellungs-Technik 26
2.2.2.1 Löß-Parabraunerde 26
2.2.2.2 Sand-Modell-Böden 30
2.2.3 Lysimeter-Anlage 31

Seite

2.3 VERSUCHS-PLAN 36

2.3.1 Versuchs-Varianten 36

2.3.1.1 Grundwasser-Tiefe 36

2.3.1.2 Bewässerungs-Höhe 37

2.3.1.3 Intervall-Bewässerung 39

2.3.1.4 Bewässerungs-Zeit 39

2.3.1.5 Brache und Bewuchs 40

2.3.1.6 Boden als Kontaminanten-Quelle.-Bewässerung mit demineralisiertem Wasser 41

2.3.1.7 Versuchs-Anordnung 41

2.4 ANALYTIK 42

2.5 QUALITÄT DES VERWENDETEN ABWASSERS 45

3 WASSER-BILANZEN 48

3.1 ÜBERSICHT 48

3.2 LÖSS-PARABRAUNERDE 48

3.2.1 Variante BRBR (Herst/Winter-Bewässerung 48

3.2.1.1 Versuchs-Phasen 48

3.2.1.2 Ergebnis 52

3.2.1.3 Visuelle Beobachtungen 54

3.2.1.4 Boden-Temperatur 57

3.2.1.5 Sickerwasser-Raten 58

3.2.1.6 Gras-Erträge 59

3.2.2 Übertragbarkeit der Daten 60

Seite

3.2.3 Variante RBRB (Sommer-Bewässerung) 64

3.2.3.1 Versuchs-Phasen 64

3.2.3.2 Ergebnis 64

3.2.3.3 Gras-Erträge 68

3.2.4 Vergleich: Winter-und Sommer-Bewässerung 69

3.3 SAND-MODELL-BODEN ("SAND") 73

3.3.1 Variante BRBR (Herbst/Winter-Bewässerung) 73

3.3.2 Variante RBRB (Sommer-Bewässerung) 81

3.3.3 Vergleich: Winter-und Sommer-Bewässerung 84

3.4 VERGLEICH: LÖSS-PARABRAUNERDE UND SAND-MODELL-BODEN 87

4 CHLORID-BILANZEN 90

4.1 GESAMT-BILANZ FÜR DIE VERSUCHS-DAUER 90

4.2 "MISCIBLE DISPLACEMENT" ALS RETENTIONS-URSACHE 92

4.3 ZEIT-GANG DER CL-KONZENTRATION IM SICKERWASSER 95

4.4 VERGLEICH: SAND ↔ LÖSS, SOMMER ↔ HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 97

Seite

5 KOHLENSTOFF-BILANZEN 101

5.1 ORGANISCHER KOHLENSTOFF ALS BELASTUNGS-INDIKATOR 101

5.2 C-GEHALTE UND C-DISPERSIONS-ZUSTAND IM ABWASSER 102

5.3 SAND-MODELL-BÖDEN ("SAND") 103

5.3.1 Bilanzen für Variante BRBR System: Herbst/Winter-Bewässerung 103

5.3.2 Bilanzen für Variante RBRB System: Sommer-Bewässerung 108

5.3.3 Konzentrations-Zeitgänge 111

5.4 LÖSS-PARABRAUNERDE 116

5.4.1 Methodische Probleme 116

5.4.2 Konzentrations-Zeitgänge 121

5.5 DISKUSSION 122

5.6 AUSBLICK: BEMESSUNG VON VERREGNUNGS-FLÄCHEN 129

6 PHOSPHAT-BILANZEN 132

6.1 VORBEMERKUNGEN 132

Seite

6.2 METHODISCHE PROBLEME 133

6.3 P IM ABWASSER 134

6.4 BODEN-PHOSPHATE UND IHR AUSTRAG MIT NIEDERSCHLAGS-UND DEMINERALISIERTEM WASSER 134

6.5 SYSTEM: SOMMER-BEWÄSSERUNG (RBRB) KONZENTRATIONEN UND BILANZEN 137

6.6 SYSTEM: HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG (BRBR) KONZENTRATIONEN UND BILANZEN 139

6.6.1 Konzentrationen im Sickerwasser 139

6.6.2 Bilanzen 142

6.7 DISKUSSION UND ZUSAMMENFASSUNG 144

7 ERDALKALI-IONEN-BILANZEN 147

7.1 RETENTIONS-MECHANISMUS 147

7.2 BELASTUNGS-PROBLEME 147

7.3 ABWASSER-QUALITÄT 148

7.4 CALCIUM 150

7.4.1 Herbst/Winter-Bewässerung 150

7.4.1.1 Löß-Parabraunerde 150

7.4.1.2 Sand-Modell-Böden 153

Seite

7.4.2 Sommer-Bewässerung 157

7.5 MAGNESIUM 157

7.6 ZUSAMMENFASSUNG 166

8 ALKALI-IONEN-BILANZEN 167

8.1 NATRIUM 167

8.2 KALIUM 171

8.2.1 Bilanzen 171

8.2.2 Sorptions-Fließ-Gleichgewichte 171

8.2.3 Sickerwasser-Konzentrationen 175

8.3 DISKUSSION 178

8.4 ZUSAMMENFASSENDE BETRACHTUNG 179

9 PASSAGE-VERHALTEN DES STICKSTOFFS 181

9.1 VORBEMERKUNGEN 181

9.2 VORKENNTNISSE 182

9.3 ERGEBNISSE 184

9.3.1 Abwasser 184

9.3.2 Nitrat im Sickerwasser 185

Seite

9.3.3 Ammonium-N im Sickerwasser 188

9.3.4 $N_{(t)}$ im Sickerwasser 192

9.4 PFLANZLICHER N-ENTZUG 195

9.5 DISKUSSION 199

9.6 ZUSAMMENFASSUNG 200

10 LEITFÄHIGKEIT 202

11 GESAMT-RÜCKSTAND (TROCKEN-MASSE=TM) UND GLÜH-RÜCK-STAND 206

11.1 TROCKEN-MASSE (TM) (GESAMT-RÜCKSTAND) 206

11.2 GLÜH-RÜCKSTAND DER TM 209

11.3 ZUSAMMENFASSUNG 211

12 ÜBERBLICK 212

13 ZUSAMMENFASSUNG 216

14 LITERATUR 220

# 1. PROBLEM-ÜBERSICHT

## 1.1 BELASTUNG VON GRUND- UND OBERFLÄCHEN-WASSER DURCH ABWASSER

Die Wasserhaushalts-Bilanz der Bundesrepublik weist nach KELLER (39) bei einer mittleren Niederschlags-Höhe von 803 mm einen mittleren Abfluß von Boden-Sickerwasser von 320 mm auf. Der durchschnittliche Wasser-Verbrauch von Bevölkerung und Industrie wird mit 58 mm angesetzt. Nach Vorausberechnungen von CLODIUS (11) soll sich der Wasser-Verbrauch bis zum Jahre 2000 verdreifachen.

Danach scheint auf den ersten Blick der Grundsatz der Europäischen Wassercharta des Europarates vom 6.5.1968 gegenstandslos: "Die Vorräte an gutem Wasser sind nicht unerschöpflich. Deshalb wird es immer dringender, sie zu erhalten, sparsam damit umzugehen und, wo immer möglich, zu vermehren".

Die Diskrepanz besteht darin, daß eine summarische Wasser-Bilanz als Berechnungs-Grundlage nicht ausreicht, weil sie die räumliche und zeitliche Differenzierung des Wasser-Angebotes und -Verbrauchs nicht berücksichtigt. In den Ballungs-Gebieten treten bereits häufig Engpässe in der Wasser-Versorgung auf, die durch eine Zulieferung aus Überschuß-Gebieten gedeckt werden müssen, wie z.B. die Gegenüberstellungen Ruhrgebiet —— Sauerland; Bremen —— Harz verdeutlichen.

Steigender Wasserverbrauch bedingt gleichzeitig in der Regel auch eine vermehrte Einleitung von Abwasser in das Oberflächen- und Grundwasser (WELTE, 77). Folge ist, daß viele Gewässer nicht mehr für die Gewinnung von Trink- oder Brauchwasser in Betracht kommen.

Der Verschmutzungs-Grad unserer Oberflächen-Gewässer hat von 1957 bis 1969 um 50 % zugenommen (81). In vielen Fällen ist es den Wasserwerken kaum noch möglich, Trinkwasser, das den hygienischen Anforderungen nach DIN 2000 (84) entspricht, mit einem ökonomisch vertretbaren Aufwand bereitzustellen (OEHLER, 55).

Die Minderung der Qualität von Grund- und Oberflächen-Wasser hat in Verbindung mit dem in den letzten Jahren stark gewachsenen Umwelt-Bewußtsein zu einer Verschärfung der bestehenden Gesetze bzw. zur Schaffung neuer Gesetze mit höheren Auflagen und verschärften Straf-Androhungen für den Abwasser-Einleiter geführt, siehe z.B. Abwasserabgabengesetz (81), Wasserhaushaltsgesetz (82), Abfallbeseitigungsgesetz (83).

Die Einleitung von Abwassern in das Grundwasser oder die Oberflächen-Gewässer kann eine Reihe von Schadfolgen haben:

Ausschluß oder Erschwerung der Gewinnung von Trink- oder Brauchwasser nach DIN 2000 (81);

Vermehrung sensorischer Belästigungen und gesundheitlicher Gefahren für die Bevölkerung;

Minderung des Freizeit- und Erholungs-Wertes der Oberflächen-Gewässer durch Zutritts-Beschränkung wie z.B. Wassersport, Bade-Verbot;

Nutzwert-Verminderung für die Fischerei.

Die daraus entstehenden volkswirtschaftlichen Einbußen und Behebungs-Kosten sollen nach den Bestimmungen des Abwasserabgabengesetzes vom "Abwasser-Einleiter oder Abwasser-Produzenten" getragen werden ("Verursacher-Prinzip") (81).

Bei der Einleitung von Abwasser in die Oberflächen-Gewässer lassen sich die Kosten durch die Bestimmung von Menge und Inhalts-Stoffen des Abwassers ungefähr quantifizieren (81). Bei der Einleitung von Abwasser in das Grundwasser durch Verregnung, Verrieselung usw. sind jedoch die entstehenden Probleme vielschichtiger.

Die tatsächlichen Belastungen des Grundwassers lassen sich nur in wenigen Fällen exakt erfassen (STUNDL, 70). Zur Zeit gelten für die Einleitung von Abwassern in das Grundwasser im Prinzip dieselben Bestimmungen wie bei der Einleitung in die Oberflächen-Gewässer, jedoch mit Ausnahme der noch nicht näher definierten und quantifizierten "Bodenreinigung" durch "Abwasser-Landbehandlung" (81).

Kommunale Abwässer können hinsichtlich ihrer Zusammensetzung als relativ einheitlich beschaffen angesehen werden, wenn in ihrem Einzugs-Bereich keine speziellen Industrie-Betriebe liegen. Für ihre Reinigung lassen sich Richtwerte mit engen Schwankungs-Grenzen erarbeiten (IMHOFF, 36).

Bei der Reinigung industrieller Abwässer ist dagegen die Schwankungs-Breite der Abwasser-Qualität sehr hoch. Jeder Industrie-Betrieb "produziert" anders geartete Abwässer. Oft sind selbst die Abwässer von Betrieben derselben Produktions-Richtung infolge verschiedener Produktions-Techniken und infolge unterschiedlicher Betriebs-Organisation hinsichtlich Menge und Zusammensetzung ihrer Abwässer stark unterschiedlich (KRAMER, 44; THORMANN, 71).

Zum Beispiel kann die Abbaubarkeit der organischen Substanz in weiten Grenzen schwanken. "Der $BSB_5$ im häuslichen Abwasser gleich 100 % gesetzt, wird z.B. am ersten Tag zu 30 % abgebaut, während dieser Wert bei industriellem Abwasser zwischen 8 % und 90 % schwanken kann" (nach SCHOLZ 1962, zit. in TECHNOLOGIE des ZUCKERS, 87).

Hohe Abwasser-Mengen mit einer in der Regel stark organischen Belastung fallen im Bundesgebiet bei vielen lebensmittel-technologischen Betrieben an. Eine dieser Gruppen ist die Zuckerindustrie, mit einer kurzen Verarbeitungs-Saison, etwa vom 1. Oktober bis zum 20. Dezember. In dieser Zeit fällt eine hohe Abwasser-Menge mit einer erheblichen organischen, meist aus Kohlehydraten bestehenden Fracht an.

## 1.2 ABWASSER-PROBLEME VON ZUCKERFABRIKEN

Eine mittlere Zuckerfabrik kann mit ihrem Roh-Abwasser etwa folgende potentielle Gewässer-Verschmutzung bewirken, wenn eine Reinigung ausgeschaltet ist:

200 000 t verarbeitete Rüben pro Jahr (Kampagne)

100 000 $m^3$ Abwasser-Ausstoß bei 50 % Abwasser-Anfall, bezogen auf die verarbeitete Rüben-Menge

3000-5000 mg $BSB_5$ je 1 Abwasser ergibt
300 000 - 500 000 kg $BSB_5$ als Abbau-Anspruch im Vorfluter.

Eine Großstadt mit etwa 100 000 Einwohnern und 200 l pro-Kopf-Verbrauch an Wasser stellt etwa den gleichen Anspruch an die Reinigungs-Leistung des Verfluters beim Einleiten von ungereinigtem Abwasser in dem oben angenommenen Zeitraum von 84 Tagen.

300 mg $BSB_5$ pro Liter Abwasser bei 200 l/EW in 84 Tagen bei 100 000 Einwohnern ergibt 504 000 kg $BSB_5$ .

Die Abwässer der weit überwiegenden Zahl von Zuckerfabriken werden bis heute mehr oder weniger gut gereinigt in die Vorfluter oder in das Grundwasser eingeleitet. Bereits seit der Gründungs-Zeit der meisten Zuckerfabriken vor etwa 100 Jahren stellt die Abwasser-Reinigung ein technologisches Forschungs-Problem dar. In mehreren älteren Arbeiten wird darüber berichtet (BRIX, 8; HULWA, 34; Bericht der ABWASSERKOMMISSIONEN 1901 - 1914, 80).

Der Frisch-Wasser-Verbrauch der Zuckerfabriken wurde in den letzten Jahrzehnten erheblich reduziert. Mit der Rücknahme der Diffusions-Wässer und der Führung der Schwemm- und Wasch-Wässer in Kreisläufen wurde der Abwasser-Ausstoß von ursprünglich 1500 - 2000 %, bezogen auf die verarbeitete Rübenmenge, auf durchschnittlich 40 - 100 % gesenkt (SCHNEIDER, HOFFMANN-WALBECK, 65). Dadurch stieg jedoch die Konzentration des Abwassers erheblich an.

Mit Untersuchungen über Reinigungs-Verfahren und ihre -Leistung befaßten sich in letzter Zeit mehrere Autoren. Über die Reinigungs-Wirkung des Bodens auf ausgebrachtes Abwasser von Zuckerfabriken berichten insbesondere ANGERER (1), CATROUX et al. (10), KRAMER (44, 45) und LIMPRICH (47).

Neben der Reinigung von Abwassern aus Zuckerfabriken durch "Abwasser-Landbehandlung" werden darüberhinaus verschiedene technisch-biologische Verfahren bei der Reinigung der Zuckerfabrik-Abwasser eingesetzt, die in TECHNOLOGIE des ZUCKERS (87) und von OFFHAUS (56) näher beschrieben sind.

## 1.3 BODENFILTRATION VON ZUCKERFABRIK ABWASSERN ALS ALTERNATIVE ZUR REINIGUNG IN STAPELTEICHEN

Die Mehrzahl der deutschen Zuckerfabriken führt die Reinigung ihrer Abwässer vor der Einleitung in die natürlichen Vorfluter in Form des biologischen Langzeit-Abbaus in Stapelteichen durch. Die auch bei diesem Verfahren verbleibende Residual-Belastung des in den Vorfluter eingeleiteten Stapelteich-Wassers schließt eine Beeinträchtigung des Wassers in den Vorflutern nicht aus, wobei besonders die Eutrophierung durch gelöste Nährstoffe im Vordergrund steht. Zu den daraus für die Industrie erwachsenden Abwasser-Abgaben bestehen bislang keine einheitlichen Normen.

Bei der Beurteilung der eingeleiteten Abwasser werden außer den reinen Giftstoffen vielfach nur die Stoffe bewertet, die durch mechanische und biologische Klärung zu entfernen sind. Nach diesen Kriterien wird der Verschmutzungs-Grad eines gereinigten oder ungereinigten Abwassers festgelegt (Anlage zum AbwAG, 81).

Neuere limnologische Arbeiten weisen jedoch nachdrücklich darauf hin, daß die oben angegebenen Beurteilungs-Kriterien nicht ausreichen (ELSTER et al., 23; MAUZ, 49; WELTE, 77). In langsam

fließenden Gewässern und in Seen und Teichen sowie in Gewässern, aus denen Uferfiltrate für die Trinkwasser-Gewinnung gewonnen werden, müssen auch die gelösten organischen und anorganischen Stoffe beachtet werden.

Durch die von den gelösten Bio-Elementen, besonders P und N in ihrem Wachstum und $O_2$-Verbrauch angeregte Gewässer-Flora kann der Sauerstoff-Gehalt eines Gewässers starken Schwankungen unterworfen werden und zum limitierenden ökologischen Faktor werden. Eine Unterschreitung bestimmter $O_2$-Grenzwerte kann u.U. für empfindliche Fischarten ebenso schädlich sein wie die direkte Einleitung von $O_2$-verbrauchenden Organika mit dem Abwasser. Beim Absterben der in eutrophen Gewässern verstärkt wachsenden Pflanzen (Algen, Binsen u.a.) wird deren organische Substanz aufoxydiert, wodurch das Sauerstoff-Potential des Gewässers zusätzlich beansprucht wird (KASTEN, 38).

Viele Wasserwerke gewinnen das Trink- und Brauchwasser direkt aus Wasserläufen oder durch Uferfiltration. Bei starker Anreicherung anorganischer Stoffe werden die zulässigen Grenzwerte für die Trink- und Brauchwasser-Gehalte nach DIN 2000 überschritten. Es müssen zusätzliche Maßnahmen für die Reinigung des Wassers ergriffen werden, oder die Gewinnung muß eingestellt werden (DIETERICH, 14; OEHLER, 55).

In der Ungewißheit im Hinblick auf kommende Auflagen sowie auch aufgrund der Tatsache, daß die Stapelteich-Haltung mit Geruchs-Belästigungen verbunden ist, muß die Zuckerindustrie nach Alternativen der Abwasser-Reinigung z.B. über die Boden-Filtration suchen. Die Notwendigkeit, die Abwasser-Beseitigung so rationell und so umwelt-schonend wie möglich zu gestalten ist für die Zuckerindustrie insofern gegeben, als sie wegen der Saisonalität ihrer Produktion und wegen ihres hohen Wasser-Umsatzes in ihrer Existenz stark von eventuellen finanziellen Auflagen im Zusammenhang mit der Abwasser-Reinigung bestimmt wird.

Im Verlauf der Boden-Behandlung kann es jedoch zu einer Beeinträchtigung des Grundwassers kommen, die sich allerdings auch bei der Stapelteich-Lagerung für den Fall nicht ausschließen läßt, wo Abwasser-Anteile in stärkerem Maße aus den Stapelteichen versickern.

Während in der ursprünglichen Entwurfs-Fassung des Abwasser-Abgaben-Gesetzes die Grundwasser-Beeinflussung nicht mit eingeschlossen war, wurden bei den Anhörungen zu einzelnen Punkten des Abwasser-Abgaben-Gesetzes folgende Fragen aufgeworfen:

a) Werden die jetzt und in Zukunft nutzbaren Grundwasser-Vorräte durch Einleiten von Abwässern in erheblichem Umfang - räumlich und in ihrer Intensität - geschädigt?

b) Wie kann aus der Schädlichkeit des Abwassers bei Beginn des Versickerns, Verrieselns, Verregnens oder sonstigen Aufbringens auf den Boden auf die Schädlichkeit des Abwassers, wenn es das Grundwasser erreicht, geschlossen werden?

Während die Rest-Belastungen eines aufbereiteten Abwassers bei der Ableitung in den Vorfluter meßbar sind, sind entsprechende konkrete Vorstellungen im Hinblick auf die Boden-Behandlung bisher noch nicht bekannt geworden. Da über die Einwirkung von Zuckerfabriks-Abwassern auf das Grundwasser bei einer Boden-Behandlung bisher nur wenige Untersuchungen vorliegen, dürfte es im Augenblick auch sehr schwierig sein, in diesem Zusammenhang geeignete Grundlagen für das Abwasser-Abgaben-Gesetz anzugeben.

Dieser Umstand veranlaßt die Zuckerindustrie, sich erneut und verstärkt der Möglichkeit einer Abwasser-Reinigung über die Land-Ausbringung und Boden-Filtration mit Einleitung des mehr oder weniger gut filtrierten Abwassers in das Grundwasser zuzuwenden.

Für eine Abwasser-Filtration über die Land-Ausbringung spricht darüberhinaus folgendes Argument: Bislang wird bei der Einleitung von Stapelteich-Wasser in die Vorfluter die Gefahr einer Gewässer-Eutrophierung durch gelöste Bio-Elemente meßmethodisch kaum berücksichtigt und technologisch kaum gesteuert. Dies schließt jedoch kommende Auflagen im Hinblick auf den Bio-Element-Gehalt nicht aus. Vorbeugend könnte die Boden-Filtration u.U. die Möglichkeit einer zusätzlichen "chemischen Reinigungsstufe" mit Recyclierung der Bio-Elemente durch pflanzlichen

Entzug eröffnen. Dies ist bei Zuckerfabrik-Abwassern insofern von erheblicher Bedeutung, als die Belastung mit Bio-Elementen außerordentlich hoch sein kann.

Wie schon gesagt, konnten die bei der Zuckerrüben-Verarbeitung anfallenden Abwassermengen in den letzten Jahren erheblich verringert werden. Jedoch stieg damit die Höhe der Belastung. Diese beträgt:

a) organische Belastung: $KMnO_4$-Verbrauch um 10 000 mg/Ltr.
$BSB_5$ 3500-6000 mg/Ltr.

b) mineralische Belastung:

| | | Normalbereich | Maximalbereich |
|---|---|---|---|
| N | = | 100-150 mg/Ltr. | 200-300 mg/Ltr. |
| $P_2O_5$ | = | 5- 10 mg/Ltr. | 10- 80 mg/Ltr. |
| $K_2O$ | = | 100-200 mg/Ltr. | 300-600 mg/Ltr. |

Geht man von den Maximalwerten aus, so ergeben sich daraus bei Ausbringungshöhen des Abwassers von 100 - 1000 mm/ha:

| | | 100 mm | 1000 mm |
|---|---|---|---|
| N | = | 200-300 kg | 2000-3000 kg |
| $P_2O_5$ | = | 10- 80 kg | 100- 800 kg |
| $K_2O$ | = | 300-600 kg | 3000-6000 kg |

Hinzu kommen erhebliche Mengen an Ca, Mg und Na, wobei der Ca-Anteil durch Zugabe von Carbonatations-Schlamm in das Abwasser bedingt ist.

## 1.4 AUFGABEN-STELLUNG ZUM FORSCHUNGS-PROJEKT "ABWASSER-LAND-BEHANDLUNG"

Im Vordergrund dieses Projektes steht die Frage nach den Passage-Vorgängen des Abwassers in verschiedenen Böden. Sie beinhaltet die hydrodynamischen Vorgänge und die Retentions-(Filter-)Leistung der Böden für die verschiedenen organischen und anorganischen Komponenten des Abwassers. Dabei sind die Kapazität und die Erschöpfbarkeit des Bodens als Filter zu berücksichtigen. Es gilt, Maßstäbe für die Belastbarkeit des Filters abzuleiten und nach Möglichkeiten für eine Erhöhung der Filterleistung zu suchen.

An spezifischen Filterwirkungen sind zu testen:

a) Die mechanische Filterwirkung des Bodens: Eindringtiefe und Rückhaltungs-Vermögen für die grob- und kolloiddispersen Fest-Bestandteile der Abwasser-Suspension (organische Kolloide, Ton, $CaCO_3$).

b) Die physikochemische Filterwirkung des Bodens: Sorption der gelösten kationischen und anionischen Komponenten des Abwassers an den Tonmineralen und der organischen Substanz des Bodens.

c) Die biologische Filter-Wirkung: Oxydativer Abbau der abgefilterten organischen Bestandteile des Abwassers während und besonders nach der Filtration durch Boden-Mikroorganismen bei gleichzeitiger Suche nach Möglichkeiten einer Intensivierung des Abbaues durch Wahl des Pflanzen-Bewuchses.

Diese drei Filtervorgänge laufen in den Böden neben- und nacheinander ab. Ihre Intensität wird durch die bodenspezifischen Eigenschaften wie Korngrößen-Verteilung, Gehalt an organischer Substanz und die damit zusammenhängenden Faktoren wie Struktur, Luft- und Wasser-Permeabilität bestimmt. Bei Filterwirkung c) besteht das Problem, daß die Abwasser-Ausbringung während der

Kampagne in einer Jahreszeit mit geringer biologischer Aktivität erfolgt. Als Alternative muß daher die Sommer-Verregnung aus Faulteichen ins Auge gefaßt werden.

Zur maximalen Ausnutzung der Filter-Leistungen der zu verwendenden Böden bzw. zur Erhöhung der natürlichen Filter-Leistungen sind folgende Aspekte zu berücksichtigen:

a) Reduktion der Sickerwasser-Mengen durch Förderung der Verdunstung während der Ausbringung (kleine Gaben, Intervall-Bewässerung, Pflanzenbewuchs als Interceptkörper);

b) Erhöhung der oberflächlichen Infiltrierbarkeit zur Vermeidung von Oberflächen-Abfluß, z.B. durch Flockungs-Stabilisierung mittels "Soil Conditioners", Einschaltung von Bearbeitungs-Vorgängen, Pflanzenbewuchs, Infiltration von Abwasser mit Gefrierpunkt-Erniedrigung bei Bodenfrost;

c) Unterstützung des biologischen Abbaues durch Belüftung mittels Oberflächen- und Tiefen-Bearbeitung, Verengung des C/N-Verhältnisses durch Düngungs-Maßnahmen, Belebung durch Durchwurzelung (Rhizosphären-Effekt), Austrocknung durch pflanzliche Evapo-Transpiration. Der Kalkzustand dürfte sich bei der hohen Ca-Carbonat-Belastung des Abwassers von selbst regulieren. Kontrolle pilzlicher und Bakterien-Konkurrenz ist notwendig.

Diese auf die Filteraktivität der Versuchsböden gerichteten Maßnahmen sind in Abhängigkeit von Filterstrecke (Grundwasser-Tiefe) und Bewässerungs-Belastung zu prüfen. Ziel ist eine Erhöhung der Filter-Belastbarkeit mit dem Effekt der Bedarfsflächen-Reduzierung, die im Zusammenhang mit einer Kontrolle des Grundwasser-Abflusses zu sehen ist.

## 1.5 KENNTNIS-STAND

Das Gewicht der bisher zum Problem der Boden-Filtration von Zuckerfabrik-Abwassern durchgeführten Untersuchungen konzentrierte sich auf die Reinigungs-Leistung - als Summe von Retentions- und Abbauleistung - für die organischen Anteile des Abwassers, wie von den Abwasser-Kommissionen (80) und NOLTE (54) beschrieben wurde.

Danach ergibt sich etwa folgendes Bild: Werden dem Boden Abfall-Stoffe mit hohem Anteil an organischer Substanz zugeführt, so wird bei genügendem Sauerstoff-Angebot der größte Teil dieser Substanzen aufoxydiert, ein geringerer Teil in mehr oder weniger stabile "Dauerhumus-Stoffe" überführt. Diese Vorgänge finden auch dann statt, wenn zugegebenes Abwasser in tiefere Bodenschichten eindringt, wo noch genügend Sauerstoff vorhanden ist (KRAMER, 44).

Den von den Mikroorganismen für den Abbau der organischen Substanz benötigten Sauerstoff, der primär durch das luftführende Porenvolumen des Bodens vorgegeben ist, gilt es nicht zu vermindern, sondern fortlaufend zu ergänzen, wenn der Boden nicht allein als mechanisches Filter dienen soll. Zum Sauerstoff-Gehalt des Bodens und zur Erneuerungs-Rate finden sich Angaben bei IMHOFF (36) und KRAMER(44).

Die mechanische Retention des festen organischen und anorganischen Schwebstoff-Anteils wird in erster Linie von der Relation zwischen Porengrößen-Verteilung und Fließ-Geschwindigkeit des Sickerwassers bestimmt und steht damit in enger Beziehung zur Korngrößen-Zusammensetzung und zur Gefüge-Art der als Filter verwendeten Böden. Grobe Abwasser-Teilchen mit Durchmessern größer als die Poren-Durchmesser des Bodens werden an der Boden-Oberfläche zurückgehalten. Feinere Schwebstoffe können in das Bodenfilter unterschiedlich tief eindringen und an Poren-Engpässen mechanisch bzw. durch Adhäsions-Kontakt an Poren-Wandungen fixiert werden, wobei die Fließ-Geschwindigkeit des Sickerwassers bzw. der Wechsel von Befeuchtung und Austrocknung positiv oder negativ auf die Retention wirken können. Bei stagnierendem

Porenwasser kann die Eigenbewegung kolloidaler Teilchen zu deren Fixierung durch Kontakt mit den Poren-Wänden beitragen. Die mechanische Filterung wird heute - gegenüber der reversiblen biologischen Verstopfung - als die Hauptursache für irreversible Verstopfungen von Boden-Filtern bei der Abwasser-Reinigung angesehen (WARREN et al., 76).

Als rein chemische Filterung werden von FEIGE (25) diejenigen Vorgänge bezeichnet, bei denen im Sickerwasser gelöste Stoffe entweder durch Reaktion mit löslichen oder festen Boden-Bestandteilen oder durch Änderung des Lösungs-Milieus (pH, Temperatur usw.) ausgefällt werden.

Unter den physiko-chemischen Filter-Phänomenen steht der Ionen-Austausch zwischen versickerndem Abwasser und den Boden-Austauschern im Vordergrund. Im Ideal-Fall erfolgt der Kationen-Austausch gegen sorbiertes $H^+$ und der Anionen-Austausch gegen sorbiertes oder dissoziables $OH^-$ bzw. $HCO_3^-$. Dieser Ideal-Fall ist kaum realisiert. Der Austausch-Kontakt mit dem Abwasser führt dagegen häufig zu Erdalkali- und Alkali-Ionen-Verdrängungen, wobei der Boden als Filter zum "sink" für abwasser-bürtige Ionen und einer "source" für boden-bürtige Ionen im Sickerwasser wird (FEIGE, 25).

Neben der Ionen-Filterung durch Austausch wird auch über chemosorptive Filterung organischer Moleküle berichtet. HARTER und STOTZKY (30) fanden, daß im Abwasser vorhandene nieder- und hochmolekulare organische Verbindungen, wie Amino-Säuren, Zucker und Proteine, nicht nur an Oberflächen gebunden werden, sondern auch in die Zwischen-Schichten aufweitbarer Ton-Minerale eingelagert werden.

Bislang ist der chemischen Filterung von Bio-Elementen im Zuckerfabrik-Abwasser nur wenig Aufmerksamkeit im Hinblick auf eine mögliche Umwelt-Belastung gewidmet worden. Vielmehr stand die mögliche Dünge-Wirkung im Vordergrund des Interesses.

Erst KRAMER (44) hat bei Lysimeter-Versuchen im Erfurter Raum auch die Nährstoff-Retention der Mineral-Stoffe im Zuge der Boden-Bewässerung mit Zuckerfabrik-Abwasser untersucht. Diese Arbeiten beschränkten sich jedoch auf Untersuchungen an eingefüllten Trichter-Lysimetern, bei denen die Struktur des verwendeten Auen-Bodens in ihrer Wirkung auf die Filter-Leistung nicht berücksichtigt werden konnte.

Mehrere Zuckerfabriken im nord- und westdeutschen Raum bringen ihr Abwasser bereits lange auf Riesel-Felder aus. Einige haben das Reinigungs-Verfahren auf Abwasser-Reinigung mittels Verregnung umgestellt. Sie stützen sich bei der Berechnung der Belastungs-Höhe auf Erfahrungs-Werte. Die zur Beurteilung der durch Boden-Filtration erzielbaren Reinigungs-Leistungen verwendeten Parameter sind meist Konzentrations-Meßwerte aus Drän-Abläufen und Vorflutern und deshalb unbefriedigende Maßstäbe, selbst wenn sie durch geschätzte Boden-Kenndaten korrigiert werden.

# 2. METHODIK

## 2.1 TEST-BÖDEN

In einer von THORMANN (71) durchgeführten Erhebung an Zuckerfabriken des nordwestdeutschen Raumes mit Weiterungen für das Bundes-Gebiet hatte sich ergeben, daß die für eine Land-Behandlung des Abwassers in Betracht kommenden Boden-Flächen fast duchweg von lößbürtigen Böden und Sedimenten gebildet werden. Es handelte sich um Löß-Parabraunerden, -Parabraunerde-Pseudogleye, durchschlämmte Schwarzerden und Auenlehme. Neben diesen durch höhere Ton-Gehalte und ein mehr oder weniger stabiles, ausgeprägtes Gefüge gekennzeichneten Böden kommen nur in wenigen Fällen auch leichtere sandige Böden als Abwasser-Filter-Böden in Betracht.

Es erschien daher zweckmäßig, sich bei der Wahl der Test-Böden auf einen lößbürtigen und einen sehr leichten glazialsandbürtigen Boden zu beschränken, womit das Spektrum an möglicherweise weniger gut filterfähigen Böden voll abgedeckt erschien. Für die Auswahl auch eines Sand-Bodens war darüber hinaus auch die Absicht bestimmend, zugleich mit der Untersuchung der Reinigungs-Leistung für Zuckerfabrik-Abwässer auch zu Bemessungs-Kennwerten für die Anwendung anderer Flüssig-Abfälle und Beregnungs-Wasser zu gelangen, deren Ausbringung auf solchen Böden gegenwärtig stark im Zunehmen begriffen ist.

### 2.1.1 Löß-Parabraunerde

Als der am weitesten verbreitete und der zugleich für eine Zuckerfabrik-Abwasser-Landbehandlung aufgrund der Zuckerfabrik-Standorte am häufigsten in Betracht kommende, gleichzeitig aber auch als der hinsichtlich seiner zu erwartenden Filter-Leistung am kritischsten zu beurteilende lößbürtige Bodentyp wurde von uns die Löß-Parabraunerde angesehen und als Test-Boden ausgewählt.

Tab. 1: Boden-Kenndaten vor Versuchs-Beginn

| Boden (Horizont) | org. Substanz $C_t$ % | $N_t$ % | C/N | Carbonate % $CaCO_3$ | pH 0,02 n $CaCl_2$ | pH Acet. | Sorptionsverhältnisse $AK_{pot}$ mval/100 g | Austauschb. Kationen mval/100 g Boden Ca | Mg | Na | K | H | Basensätt. % | Phosphor $P_t$ mg/100 g Boden | $P_{lac}$ | K $K_{lac}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Sand: | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bissendorf | 1,85 | 0,133 | 13,9 | 0,08 | 5,65 | 6,56 | 11,6 | 7,90 | 0,40 | 0,10 | 0,44 | 2,8 | 76 | 106,3 | 41,8 | 15,7 |
| Bodenstein | 0,03 | 0,004 | 7,5 | 0,05 | 6,11 | 7,52 | 0,44 | 0,28 | o,006 | 0,10 | 0,10 | 0,1 | 77 | 5,0 | 0,6 | 3,8 |
| Löß: | | | | | | | | | | | | | | | | |
| $A_p$ | 1,33 | 0,118 | 11,3 | 0,11 | 5,81 | 6,58 | 12,5 | 8,00 | 0,94 | 0,10 | 0,88 | 2,7 | 78 | 46,3 | 26,4 | 28,9 |
| $A_h$ | 0,96 | 0,106 | 9,1 | 000 | 5,32 | 6,55 | 11,9 | 6,50 | 1,25 | 0,10 | 0,38 | 3,8 | 68 | 32,5 | 9,4 | 3,3 |
| $A_1$ | 0,78 | 0,094 | 8,3 | 0,08 | 5,51 | 6,60 | 11,5 | 7,50 | 1,40 | 0,10 | 0,27 | 2,5 | 78 | 32,5 | 9,6 | 2,4 |
| $B_{t1}$ | 0,39 | 0,051 | 7,6 | 0,03 | 5,58 | 6,67 | 13,5 | 8,00 | 3,15 | 0,10 | 0,35 | 2,0 | 83 | 33,8 | 9,1 | 3,5 |
| $B_{t1/2}$ | 0,21 | 0,038 | 5,5 | 0,04 | 5,90 | 6,80 | 13,4 | 8,30 | 3,10 | 0,24 | 0,35 | 1,4 | 90 | 36,3 | 8,9 | 4,1 |
| $B_{t2}$ | 0,16 | 0,033 | 4,8 | 0,04 | 6,02 | 6,83 | 12,4 | 8,10 | 2,70 | 0,15 | 0,34 | 1,1 | 91 | 35,0 | 8,4 | 5,9 |

| | physikalische Kennwerte | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Korngrößenverteilung (Ø in u) in Gew. % des Feinbodens ( 2 mm) | | | | | | | | | | Wassergehaltsänderung Porendurchmesser | | | | TRG g/cm³ |
| | Ton | | Schluff | | | | Sand | | | | pF<1,8 > 50 | 1,8-2,5 -10 | 2,5-3,0 -1 | GVP % | |
| | <0,6µ | 0,6-2,0u | 2,0-6,0u | 6,0-20,0µ | 20,0-36,0µ | 36,0-63,0u | 63-200µ | 200-355µ | 355-630µ | >630µ | | | | | |
| Sand: | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bissendorf | 7,6 | 1,0 | 1,6 | 2,7 | 5,3 | 2,5 | 17,1 | 33,1 | 17,7 | 11,4 | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. |
| Bodenstein | 1,1 | 0,6 | 0,6 | 0,6 | 1,9 | 0,8 | 11,6 | 48,5 | 28,9 | 5,5 | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. |
| Löß: | | | | | | | | | | | | | | | |
| $A_p$ | 11,9 | 2,2 | 5,3 | 19,2 | 39,4 | 17,9 | 2,9 | 0,6 | 0,3 | 0,4 | 4,4 | 5,6 | 4,1 | 40,3 | 1,50 |
| $A_h$ | 12,0 | 2,2 | 5,3 | 18,5 | 42,8 | 15,1 | 3,0 | 0,6 | 0,3 | 0,3 | 5,9 | 9,7 | 6,9 | 42,9 | 1,32 |
| $A_1$ | 13,1 | 2,1 | 5,1 | 18,0 | 40,7 | 16,0 | 2,9 | 0,4 | 0,3 | 0,4 | 8,2 | 7,0 | 7,0 | 42,7 | 1,37 |
| $B_{t1}$ | 28,1 | 1,9 | 6,1 | 17,1 | 30,0 | 13,3 | 3,0 | 0,5 | 0,2 | 0,1 | 4,2 | 4,8 | 6,0 | 42,5 | 1,48 |
| $B_{t1/2}$ | 26,3 | 2,3 | 5,5 | 19,1 | 27,5 | 14,7 | 3,8 | 0,5 | 0,2 | 0,1 | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. |
| $B_{t2}$ | 32,1 | 1,6 | 5,2 | 12,9 | 23,6 | 18,6 | 4,8 | 0,6 | 0,3 | 0,2 | 3,1 | 3,9 | 4,8 | 41,8 | 1,56 |
| C | ---- | --- | --- | --- | --- | ---- | --- | --- | --- | --- | 2,5 | 7,8 | 12,1 | 41,8 | 1,52 |

Tab. 1 gibt eine Übersicht über die Kenn-Daten der ca. 20 km südlich von Göttingen in der Ziegelei-Grube Hottenrode entnommenen Parabraunerde, die hier aus mächtigem, grundwasser-fernem jungwürmzeitlichem Löß entwickelt ist.

Dieser Bodentyp entspricht nicht den Löß-Bodentypen, wie sie bei hohem Grundwasser-Spiegel ausgebildet sind. Bei 1 bis 2 m Grundwasser-Tiefe, wie sie später künstlich in diesem Boden eingestellt wurde, herrscht in der Regel die noch stärker kalkhaltige, humose Feucht-Schwarzerde vor. Wir verzichteten jedoch bewußt auf eine Feucht- oder Gley-Schwarzerde als Test-Boden, weil dieser Bodentyp eine beträchtlich höhere Filter-Leistung erwarten läßt und unsere Absicht im Interesse einer höheren Sicherheit der Aussagen dahin ging, einen weniger filtrationsaktiven Boden als Test-Boden zu verwenden.

### 2.1.2 Sand-Modell-Böden

Versuche mit Lysimetern aus natürlich gelagerten Sand-Böden zeigen, daß die Inhomogenität fast aller Sand-Bodentypen zum Erhalt reproduzierbarer Wasser-Haushalts- und Bioelement-Bilanzen sehr große Lysimeter-Durchmesser erfordert.

Wir entschlossen uns daher, als Test-Boden einen zwar künstlich zusammengesetzten, in seiner Struktur und Korngröße aber einen den natürlichen Verhältnissen eines kultivierten Heide-(Eisen-Humus-)Podsols angenäherten Sand-Modell-Boden zu verwenden.

Als 20 cm starke Krume wurde der Ap-Horizont eines in Ackerkultur befindlichen Eisen-Humus-Podsols von Bissendorf, 15 km N Hannover, verwendet. Als "Unterboden" diente glazial aufbereiteter Tertiär-Sand von Bodenstein, SW Salzgitter. Die Kenn-Werte beider Boden-Schichtungen sind ebenfalls in Tab. 1 enthalten.

## 2.2 LYSIMETER

### 2.2.1 Wahl des Verfahrens

Die Messung von Passage-Vorgängen wie Filterung oder "sink"- und "source"-Funktionen eines zur Abwasser-Reinigung verwendeten Bodens setzt die vollständige Erfassung seines natürlichen und durch den Abwasser-Eintrag veränderten Wasser-Haushaltes und des davon im wesentlichen mit bestimmten Verhaltens der einzelnen Inhalts-Stoffe des Abwassers sowie der dem Boden entstammenden Lösungs-Bestandteile des Sickerwassers voraus.

Zur Lösung dieses Problems bietet sich einerseits die in letzter Zeit wesentlich verbesserte Lysimeter-Technik an (HOMEYER et al., 33). Andererseits sind aber auch Untersuchungen im Gange, ohne Lysimeter im Freiland aufgrund von Saugspannungs-Gradienten und pF/K $\psi$-Beziehungen die Wasser-Bilanz der Böden und über die Konzentrations-Bestimmung in der mit Hilfe von Saug-Kerzen horizontweise gewonnenen Boden-Lösung den Bio-Element-Fluß zu bestimmen (CZERATZKI, 12; EL BASSAM, 20; STREBEL und RENGER, 69).

Die letztgenannte Methode eröffnet jedoch bislang noch eine Reihe methodischer Probleme, wie z.B. die Ausschaltung des Filter-Effektes der Saugkerzen. Zudem bestand die Absicht, die Test-Böden unter denselben Witterungs-Bedingungen möglichst nahe am Laboratorium zu untersuchen. Diese Gründe waren maßgebend für die Wahl der Lysimeter-Technik als Standard-Verfahren (vgl. VÖMEL, 74).

Solche Lysimeter können als Unterdruck-, Grundwasser- und Freiabfluß-Lysimeter betrieben werden. Da bei dem hier aufgegriffenen Projekt die Frage der Grundwasser-Beeinflussung durch kontaminiertes Sickerwasser ausschlaggebend war, fiel die Entscheidung zugunsten sog. "Grundwasser-Lysimeter".

Bei der von uns gewählten Grundwasser-Lysimeter-Methode wird das Lysimeter-Rohr mit einem festen Boden versehen. Durch einen Krümmer-Ausfluß-Stutzen wird in den unteren 4 cm der Boden-Füllung

ein fixer Grundwasser-Körper aufrecht erhalten. Zuströmendes Sickerwasser verdrängt dieses Grundwasser, das ohne Luft-Zutritt durch einen Abfluß-Schlauch in Auffang-Gefäße geleitet wird. Durch die in diesem System sehr gering gehaltene Grundwasser-Ballast-Menge werden die Verdünnungs-Effekte minimiert und die Meß-Empfindlichkeit für Stoß-Belastungen durch unterschiedliche Sickerwasser-Qualitäten maximiert.

Solche Grundwasser-Lysimeter bieten darüberhinaus den Vorteil, daß Übergangs-Widerstände am Lysimeter-Boden nicht berücksichtigt zu werden brauchen und eventuelle zusätzliche Filterungen durch Saugkerzen, Filterplatten usw. fortfallen.

Als ein entscheidender Punkt für die Flächen-Repräsentanz solcher Lysimeter ist die Wahl des Durchmessers anzusehen. Der Durchmesser muß mindestens so groß sein, daß in jedem Lysimeter mindestens ein repetierendes Flächen-Element der Boden-Decke enthalten ist. Entscheidend für die Wahl des Durchmessers ist damit der horizontale Abstand der in einem Boden enthaltenen gröbsten Gefüge-Diskontinuitäten.

Bei der Löß-Parabraunerde ist dies der größte Durchmesser der Boden-Prismen bzw. der größte Abstand der vertikalen, gut wasserleitenden und meist auch tapetenartig von Wurzel-Bahnen überzogenen Prismen-Begrenzungs-Flächen im Bt1-Horizont. In der ausgewählten Parabraunerde lag dieser Maximal-Abstand bei etwa 30 cm, so daß bei einem Lysimeter-Durchmesser von 40 cm die Gewähr einer ausreichenden Repräsentanz und Reproduzierbarkeit gegeben schien. Erfahrungen mit Saugplatten-Unterdruck-Lysimetern stützten diese Annahme (HOMEYER, 32). Bei den Sand-Modell-Böden war dieser Punkt von geringer Bedeutung.

## 2.2.2 Herstellungs-Technik

### 2.2.2.1 Parabraunerde

Ein Teilstück der Wand in der Ziegelei-Grube wurde senkrecht abgegraben. Mit einem Bagger wurden vorsichtig senkrecht zu dieser Wand mehrere etwa 2 m tiefe Schürf-Gräben gezogen, zwischen denen Stege von 80 bis 100 cm Breite stehen blieben. Aus diesen Boden-Stegen wurden mit dem Spaten Boden-Säulen von ca. 50 cm Durchmesser vorgeformt. Für die endgültige Form-Gebung der Boden-Monolith-Säulen wurde eine angeschärfte zylindrische Stahl-Schablone aus 2 mm starkem Blech verwendet, die oben mit einer ca. 10 cm breiten Rand-Krempe und Griffen versehen war. Die Schablone war in zwei durch Schraub-Verschlüsse zusammengehaltene Hälften zerlegbar. Sie wurde vorsichtig durch Vorpräparieren mit Messern von oben nach unten über die Säule geführt. Nach Erreichen der gewünschten Monolith-Tiefe wurde sie durch Aufklappen abgenommen. Dadurch wurde die Gefahr ausgeschlossen, daß die Bodensäule beim Hochziehen der Schablone abbrach.

An der so hergestellten Boden-Säule wurden verbliebene größere Unebenheiten mit einer Boden-Paste aus dem jeweiligen Horizont ausgespachtelt. Anschließend wurde ein Polyester-Kunststoff-Harz-Gemisch (PALATAL P 51 mit 3 % AP-Paste und 1 % Kobalt-Beschleuniger) mit Handschuhen auf die Boden-Säule aufgetragen, um alle nach außen führenden Poren zu verschließen. Dieses Kunst-Harz-Gemisch drang ca. 0,5 bis 1 mm tief in den Boden ein. Die Boden-Säulen wurden dann mit Glasfaser-Matten umwickelt (Glasfaser-Gewebe der A. Kayser-Industrietechnik, 3352 Einbeck, Postfach 125; Qualität K 4450, Gewicht 425 g/m$^2$, Breite 112 cm, Bahnen-Länge bis ca. 60 m), die vorher mit dem Polyester-Harz oben beschriebener Zusammensetzung getränkt worden waren. Es wurden zwei Lagen dieses Glasfaser-Polyester-Gewebes aufgebracht. Dabei wurde darauf geachtet, daß sich keine Luftblasen zwischen der Boden-Säule und den Glasfaser-Matten bzw. zwischen den beiden Matten befanden,und daß alle Stellen des Glasfaser-Gewebes mit der Polyester-Kunstharz-Flüssigkeit benetzt waren.

Als Transport-Hilfe wurden auf die Glasfaser-Matten zwei 8 mm starke, 1,5 m lange gewendelte Monier-Eisen-Stäbe, die ca. 20 cm über die Monolith-Oberkante hinausragten, mit etwa 30 cm breiten Glasfaser-Matten-Polyester-Streifen aufgeklebt. Diese Stangen waren oben mit Gewinde versehen. Zum Schutz gegen ein Herausrutschen der Monier-Eisen waren auf diese vor dem Anbringen in der Mitte Metall-Platten von ca. 12 x 4 x 0,8 cm aufgeschweißt worden. Für den Transport wurde auf diese Stäbe ein Trage-Bügel aufgeschraubt. Die fertig präparierten Boden-Säulen wurden mit einem Schlepper-Frontlader herausgehoben und liegend transportiert. Für den Transport waren keine Sicherungen der Säulen gegen ein Herausfallen von Boden-Material notwendig.

Die so vorbereiteten ummantelten Monolithe wurden auf ca. 1,5 m Länge, also im Bt2-Horizont abgeschnitten. Dabei wurden geringe Unterschiede gemacht, da eine unterschiedliche Mächtigkeit des Ah- und Al-Horizontes an der Grubenwand des Entnahme-Ortes festgestellt worden war. Der Ah-Horizont wurde bei allen Boden-Säulen bis auf eine bestimmte Tiefe entfernt, um die unterschiedliche Horizont-Mächtigkeit auszugleichen und um gleichzeitig die vorhandene Unkraut-Vegetation, hauptsächlich Agrostis, Chrysanthemum vulgare und Agropyron repens, zu entfernen, die sich durch längeres Brachliegen der Lysimeter-Entnahme-Fläche eingestellt hatte. Um die gewünschte Anpassung an die benachbarte Ackerfläche zu erreichen, wurde das entnommene Material durch Ap-Horizont-Material wieder aufgefüllt (Pflug-Simulation).

Zu diesem Zweck wurden die Glasfaser-Polyester-Mäntel der Boden-Säulen mit einem "Trennschleifer" aufgeschnitten. Der Bodenkern der Säulen wurde mit einer Wendeldraht-Zahn- oder "Pionier"-Säge durchtrennt. Vor dem Einfüllen des Ap-Boden-Materials wurde ein "Acowell"-Glasfaser-Streifen mit Glasfaser + Polyester in die Bodensäule eingeklebt, um einen einheitlich mächtigen Ap-Horizont zu haben. Die Querschnitts-Fläche der Monolithe betrug 1216 $cm^2$.

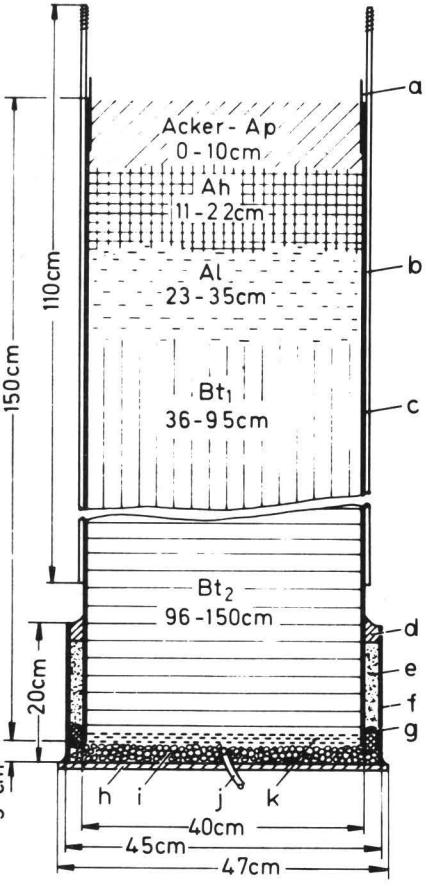
Die so hergestellten Monolith-Säulen wurden in 20 cm hohe PVC-"Wannen" von 45 cm Durchmesser gestellt, die vorher mit 2 cm salzsäure-gewaschenem Rheinkies (Körnung 3 - 7 mm) gefüllt waren.

Zur Herstellung der "Wannen" wurden aus glattgezogenem PVC-(hart)Industrie-(Lüfter-)Rohr, 45 cm Außen-Durchmesser, 3,6 mm Wand-Stärke, 500 cm Länge, Rohrenden von 20 cm Länge geschnitten, die mit einem Boden aus 10 mm starken Platten aus PVC(hart) unter Verwendung von Spezial-Kleber "Tangit" der Fa. Henkel versehen worden waren. 1,5 cm über der Boden-Platte wurde in die Rohrwand ein Auslaufstutzen mit Gewinde eingesetzt (Acotechnik GES.6.R. 1/8"= 6 mm Außen-Durchmesser des Auslaufstutzen und 1/8" Gewinde-Durchmesser). An diese Stutzen wurden die benötigten Grundwasser-Abfluß-Schläuche angeschlossen.

Der verbleibende Zwischen-Raum zwischen Bodensäule (Ø 40 cm) und PVC-Wannen-Rand wurde mit einem Polyester-Ringschaum-Schlauch abgedichtet, der auf den Quarzkies in der PVC-Wanne gedrückt wurde. Das Restvolumen wurde mit einem Gemisch aus Quarzsand (Körnung 0,7 bis 2 mm) und PALATAL ausgegossen. Der obere Teil des verbliebenen Zwischen-Raumes wurde mit einer 2 bis 3 cm starken Schicht aus Bitumen-Kaltspachtel gegen Eindringen von Fremd-Wasser zusätzlich abgedichtet. Abb. 1 stellt den schematischen Schnitt durch ein Löß-Monolith-Lysimeter dar.

Die fertigen Lysimeter wurden in der Lysimeter-Anlage auf "Gehsteig-Platten" gestellt, um Druck-Unterschiede, die durch geringe Unebenheiten der Packlage bedingt sein würden, zu vermeiden.

Die Schlauch-Leitungen der Lysimeter (PE-hart, 6 mm Innen-Durchmesser, 1 mm Wandstärke) wurden in die vorhandenen Zwischen-Räume im Sand mit etwa 2 % Gefälle verlegt. Die für die Fixierung der Grundwasser-Spiegel-Höhe notwendige Einstellung der Ausfluß-Höhe wurde später an den Enden der Abfluß-Schläuche vorgenommen (siehe Lysimeter-Anlage). Insgesamt wurden 24 Löß-Parabraunerde-Lysimeter hergestellt.




a = eingeklebter "Acowell" Glasfaser-Streifen

b = Baustahl-Moniereisen Ø 8 mm mit Gewinde-Enden

c = 2-lagige Glasfaser-Matte Polyester getränkt

d = Bitumen-Kaltspachtel-Masse

e = Polyester-Kunstharz-und Quarzsand-Gemisch

f = PVC-hart-Wanne

g = Kunststoff-Ringschaum-Schlauch

h = PVC-hart-Platte (1 cm dick)

i = Kiespacklage

j = Grundwasser-Ablauf

k = Grundwasser-Spiegel-Höhe

ABB. 1: SCHEMATISCHER SCHNITT DURCH EIN LÖSS-LYSIMETER

### 2.2.2.2 Sand-Modell-Boden

Bei den Sand-Modell-Boden-Lysimetern wurde das klassische Verfahren des Einfüllens in Rohre mit anschließender Dichtschwemm-Verdichtung angewendet, da mit diesem Verfahren besser reproduzierbare Ergebnisse erwartet wurden als bei Sand-Monolith-Lysimetern.

Aus PVC-Industrie-Rohr, 40 cm Außen-Durchmesser, 3,2 mm Wandstärke, 500 cm Länge, wurden entsprechend der benötigten Filter-Länge 1 m und 2 m lange Rohrenden geschnitten. Als Lysimeter-Böden wurden 6 mm starke Platten aus PVC-hart vorgefertigt und mit Spezialkleber "Tangit" der Fa. Henkel verklebt. 1,5 cm über der Bodenplatte wurde in die Lysimeter-Wand ein Auslaufstutzen eingesetzt, wie unter 2.2.2.1 beschrieben.

Die vorgefertigten Lysimeter-Rohre wurden ohne Befüllung in die Lysimeter-Anlage gestellt und wie folgt befüllt:

3 cm salzsäuregewaschener Rheinkies (Körnung 3 - 7 mm), darauf 75 bzw. 175 cm Quarzsand "Bodenstein". Der trocken eingefüllte Quarzsand wurde mit 10 bzw. 20 l Wasser pro Lysimeter durchschlämmt und abgesetzt. Dabei konnten alle Lysimeter nochmals auf Dichtheit geprüft werden. Danach wurden 20 cm Ap-Material "Bissendorf" eingefüllt. Alle Lysimeter wurden bis auf 2 cm unter Rohr-Oberkante gefüllt = 98 cm bzw. 198 cm Filter-Länge.

Während der ersten Bewässerungs-Phase wurden noch geringe Sackungs-Beträge von 2 - 3 cm beobachtet. Sie wurden nach dem ersten Bewässerungs-Abschnitt durch weiteres Aufbringen von Ap-Material ausgeglichen.

Insgesamt wurden je 30 Lysimeter à1 m Länge und à2 m Länge hergestellt.

### 2.2.3 Lysimeter-Anlage

Die 84 Lysimeter wurden, wie das Schnitt-Bild (Abb. 2) und der Versuchs-Plan (Abb. 3) zeigen, in eine für die unterschiedlichen Lysimeter-Längen stufig ausgehobene Grube gestellt. Deren Wände und Kammern wurden aus 5 cm starken Eichen-Bohlen hergestellt.

Der Boden der Kammern wurde mit einer Kies-Packlage von 10 cm und einer Sandlage von 2 cm Höhe aufgefüllt. Die Sand-Lysimeter-Rohre wurden vor der Befüllung direkt auf diesen Sand, die Parabraunerde-Lysimeter nach ihrer Fertigstellung auf Gehsteig-Platten (40 x 40 x 5 cm) gesetzt, die auf den Sand gelegt worden waren.

Die Schlauch-Leitungen der Lysimeter wurden in den Lysimeter-Zwischenräumen innerhalb der Sand-Schicht mit ca. 2 % Gefälle verlegt. Für jede Lysimeter-Tiefen-Gruppe getrennt in einem Betonrohr (Ø 15 cm) zusammengeführt und in einem benachbarten unterirdischen Bunker gesammelt.

In diesem Bunker wurden die zu jeder Grundwasser-Spiegel-Tiefen-Gruppe gehörenden Schlauchenden auf einem sorgfältig auf die gewünschten Lysimeter-Grundwasser-Stände einnivellierten Niveau-Brett befestigt (Abb. 4a). Die Austritts-Öffnung über den Auffang-Flaschen wurden so konstruiert, daß die Menisken-Spannung an der Abtropf-Stelle kein Ansteigen des Grundwassers in den Lysimetern verursachen konnte.

Dazu wurden (Abb. 4b) in die Schlauch-Enden von 6 mm lichter Weite rechtwinklig abknickende PE-Stutzen gesteckt, deren Auslauf-Schenkel eine Erweiterung des Lumens auf 10 mm brachte. Auf diesen wurde der Ablauf-Schlauch gesteckt, der in die Auffang-Flaschen führte. Der Ablauf konnte somit frei bis in den Knick des Stutzens erfolgen, ohne daß der Lysimeter-Schlauch leerlaufen konnte.

Die im Lysimeter-Bunker verbliebenen Zwischenräume wurden durch Füll-Kies bis auf Höhe der Boden-Oberfläche aufgefüllt, damit auch innerhalb der Lysimeter die Einstellung der Boden-Temperatur des umgebenden Bodens möglich war. Eine Übersicht über die fertiggestellte Lysimeter-Anlage (S —— N) gibt Abb. 5.

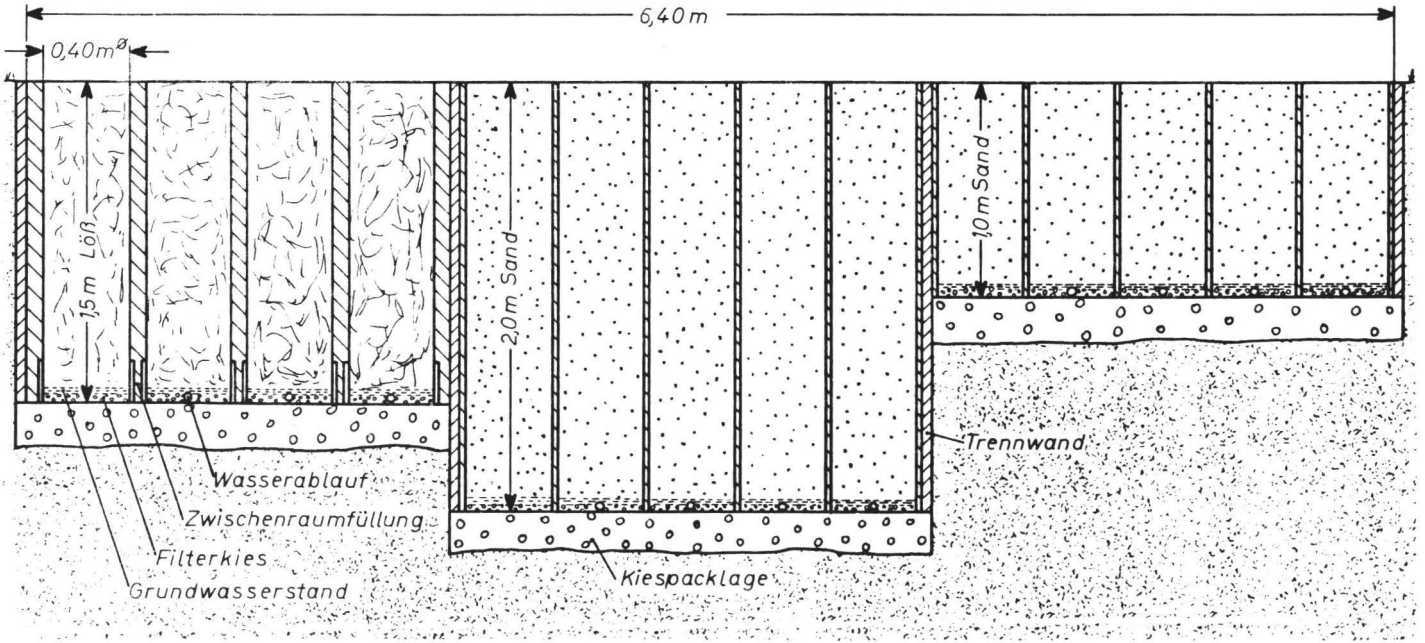



ABB. 2: SCHNITT DURCH DIE LYSIMETER-ANLAGE

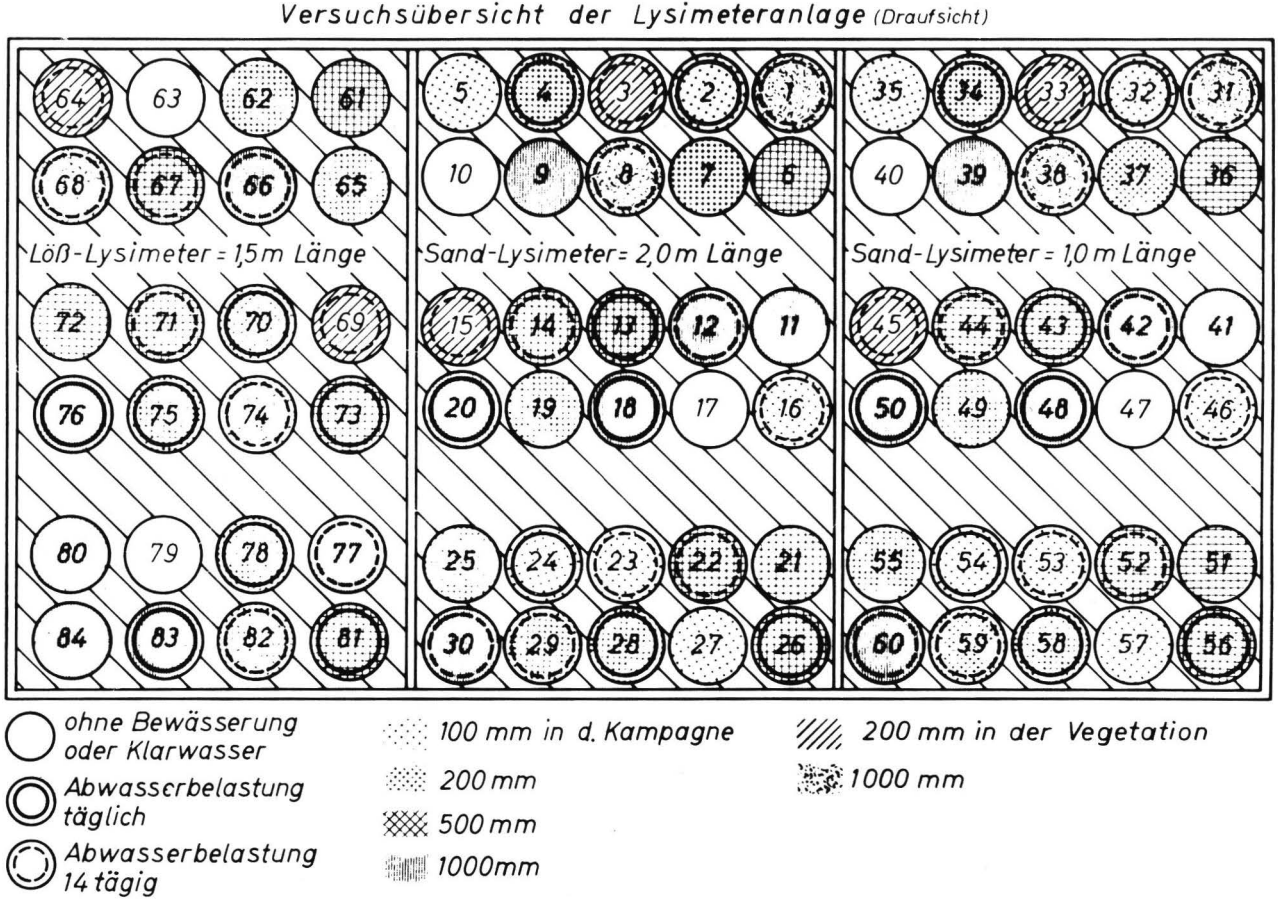



ABB. 3: ÜBERSICHT ÜBER DIE VERSUCHS-ANLAGE , VERSUCHSPLAN

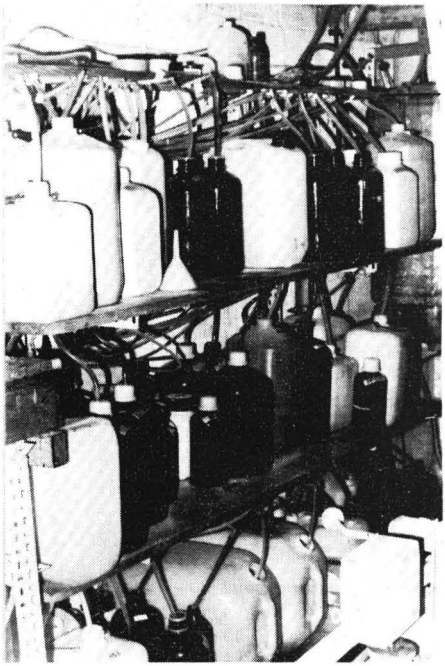



ABB. 4A: AUFFANG-GEFÄSSE UND NIVEAU-BRETTER FÜR DIE GRUNDWASSER-HÖHEN-EINSTELLUNG IM LYSIMETER BUNKER

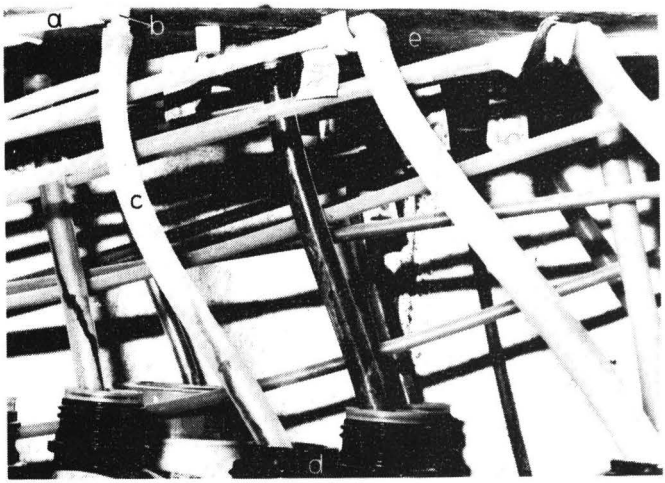



ABB. 4B: ABLAUFVORRICHTUNG FÜR SICKERWASSER

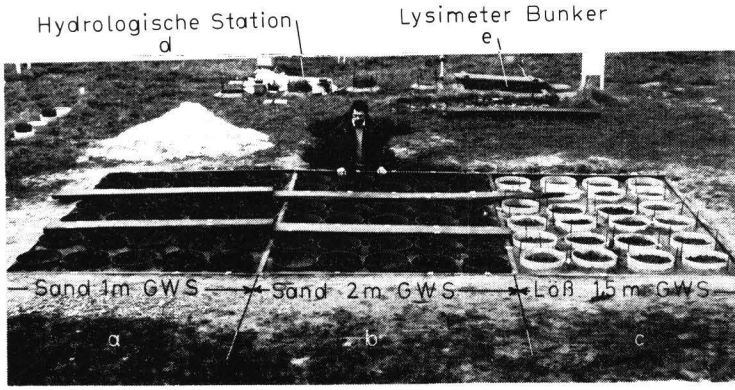



ABB. 5: ÜBERSICHT ÜBER DIE LYSIMETER-STATION

ZU ABB. 4B: ABLAUFVORRICHTUNG FÜR SICKERWASSER
A) VOM LYSIMETER, B) KRÖMMER, C) ZUM AUFFANG-GEFÄSS, D) AUFFANG-GEFÄSS, E) NIVEAU-BRETT

ZU ABB. 5: ÜBERSICHT ÜBER DIE LYSIMETER-STATION
A) LYSIMETER-GRUPPE SAND 1 M GWST
B) LYSIMETER-GRUPPE SAND 2 M GWST
C) LYSIMETER-GRUPPE LÖSS-PARABRAUNERDE 1,5 M GWS-TIEFE
D) HYDROLOGISCHE STATION
E) EINSTIEG IN DEN UNTERIRDISCHEN BUNKER

## 2.3 VERSUCHS-PLAN

### 2.3.1 Versuchs-Varianten

#### 2.3.1.1 Grundwasser-Tiefe

Je geringer der Abstand zwischen Boden-Oberfläche und Grundwasser-Spiegel ist, d.h. je kürzer die Boden-Filter-Strecke ist, desto größer ist die Möglichkeit der Kontamination des Grundwassers. Andererseits ist bei einer sehr geringen Grundwasser-Spiegel-Tiefe (GWST) damit zu rechnen, daß Grundwasser in Zeiten mit einem hohen Evapo-Transpirations-Anspruch verbraucht wird und bei aufsteigender Bewegung in den Boden-Kapillaren erneut gefiltert wird.

Um einen Grundwasser-Aufbrauch nach Möglichkeit zu umgehen, wurde für die Parabraunerde-Lysimeter eine GWST von 1,5 m gewählt. Nach vorausgegangenen hydrologischen Untersuchungen an diesem Bodentyp bewegt sich die hydrologische Wasser-Scheide, d.h. jene Tiefen-Fläche, unterhalb derer nur abwärts gerichtete hydraulische Gradienten existieren jahreszeitlich bedingt zwischen der Boden-Oberfläche und - in witterungsnormalen Sommer-Halbjahren - etwa 150 cm Tiefe. Sickerwasser, das diese Tiefe erreicht, fließt zwangsläufig zum Grundwasser ab, und das in dieser Tiefe anstehende Grundwasser wird nur selten durch kapillaren Evapo-Transpirations-Hub beansprucht (vgl. RICHTER, 60). Die Wahl einer höheren GWST hätte eine andere Lysimeter-Methodik verlangt und wäre im Hinblick auf Verallgemeinerungen der Ergebnisse problematisch gewesen. Die Wahl einer größeren GWST hätte zwar etwa gleiche Hydro-Bilanzen wie bei 1,5 m GWST erbracht, aber vermutlich höhere Retentions-Leistungen für einige Kontaminanten. Mit 1,5 m GWST erschien nach allen bisherigen Voruntersuchungen eine für die Grundwasser-Belastung kritische Grenze gegeben zu sein.

Bei Sand-Böden sind die hydrologischen Verhältnisse bislang weniger klar, zumal hier die Möglichkeit einer aufsteigenden Wasser-Bewegung in Dampf-Form stärker wirksam sein kann. Da bei der Abwasser-Verregnung auf solchen Böden auch immer gleichzeitig der Gesichtspunkt einer Vegetations-Bewässerung zum Tragen kommen wird, orientierten wir uns bei der Wahl der GWST an pflanzenökologischen Parametern. Es besteht hier die Erfahrung, daß eine GWST von ca. 1 m noch zur pflanzlichen Wasser-Versorgung beizutragen vermag, während tiefere Grundwasser-Stände als pflanzenökologisch bedeutungslos angesehen werden. Aus dieser Unsicherheit heraus wurden für die Sand-Modell-Böden 2 Grundwasser-Spiegel-Tiefen gewählt: 96 cm ("1m") und 196 cm ("2 m").

Ein weiterer Grund für diese Wahl war folgender: Beim Sand mit seiner erwartungsgemäß geringeren physiko-chemischen Filter-Potenz dürfte ein wesentlicher Teil der Retention von Kontaminanten des Bewässerungs-Wassers auf der "Verdünnung" durch diffusiven Ausgleich mit dem Poren-Speicher-Wasser beruhen, dessen Menge im Zustand des kapillaren Sättigungs-Gleichgewichtes des Bodens von der GWST abhängig ist. Bei 1 m GWST betrug z.B. der Wasser-Gehalt des Ap-Horizontes ca. 10 Vol.%, bei 2 m GWST nur ca. 6 Vol.%, was einer Kapazitäts-Senkung in diesem Horizont von ca. 40 % entspricht. Bei der Löß-Parabraunerde, die wegen ihrer feineren Porung von vornherein eine höhere "Verdünnungs-Kapazität" besitzt, würde eine entsprechende GWST-Differenz nur etwa maximal 15 % Kapazitäts-Verminderung bedeuten.

#### 2.3.1.2 Bewässerungs-Höhe

Die Bemessung der Abwasser-Gaben ist vor dem Hintergrund einer ökonomischen Optimierung zu sehen, bei der die dauerhafte Reinigungs-Leistung der bewässerten Böden und der erforderliche Flächen-Bedarf divergierende Anforderungen stellen. Eine weitere Bemessungs-Grenze setzt der Umstand, daß die Rüben-Verarbeitung und damit der Abwasser-Anfall in den Zuckerfabriken auf 3 Monate

(Oktober bis Dezember) beschränkt ist und die Abwasser-Menge nach Möglichkeit auch während dieses Quartals über den Boden zu reinigen ist.

Eine Zuckerfabrik mit einer Verarbeitungs-Kapazität von 200 000 t Rüben und entsprechend 100 000 $m^3$ Abwasser-Anfall würde bei 1000 mm Bewässerungs-Höhe im Quartal 10 ha Beregnungs-Fläche benötigen, bei 100 mm bereits 100 ha.

Die im Gleichgewichts-Sättigungs-Zustand der Kapillaren in der Boden-Filter-Strecke enthaltene Wasser-Menge betrug:

Sand-Modell-Boden mit 1 m GWST ca. 100 mm
Sand-Modell-Boden mit 2 m GWST ca. 160 mm
Parabraunerde mit 1,5 m GWST ca. 500 mm

Eine 1000 mm betragende Abwasser-Quartals-Menge würde einen 10-, 6- und 2-fachen Durchsatz der speicherbaren Wasser-Menge bedeuten, was in Anbetracht der im Boden vorgegebenen Austausch-Kapazitäten (vgl. Tab. 1) zu der Auffassung führte, daß ein Angebot von 1000 mm Abwasser pro Quartal als Höchst-Angebot anzusetzen war.

Es wurden folgende Steigerungs-Varianten gewählt:

| | Sand 1 m | | Sand 2 m | | Löß 1,5 m | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| QUARTAL | Herbst/ Winter | Sommer | Herbst/ Winter | Sommer | Herbst/ Winter | Sommer |
| 0 mm (nur natürl. Niederschlag) | + | + | + | + | + | + |
| 100 mm AW | + | | + | | | |
| 200 mm AW | + | + | + | + | + | + |
| 500 mm AW | + | | + | | + | |
| 1000 mm AW | + | + | + | + | + | + |

Zu den Bewässerungs-Mengen kamen in den Bewässerungs-Quartalen und zwischen den Bewässerungs-Phasen die natürlichen Niederschläge.

### 2.3.1.3 Intervall-Bewässerung

Als Standard- oder Bezugs-Verfahren wurden die innerhalb von 84 Tagen auf den Boden auszubringenden Mengen an Abwasser (AW) in täglich gleichen Raten zugeführt. Die Tages-Raten betrugen 1,19 mm (100 mm), 2,38 mm (200 mm), 5,95 mm (500 mm), 11,9 mm (1000 mm). Diese Versuchs-Variante ist im folgenden mit "AWt" (täglich) bezeichnet.

Mit Rücksicht auf die praktischen Gegebenheiten und auch im Hinblick auf die von KRAMER (44) getroffene Feststellung, daß während einer Bewässerungs-Phase bewässerungsfreie "Regenerations-Zeiten" des Boden-Filters für die Reinigungs-Leistung förderlich sein könnten, wurde als weitere Variante eine Intervall-Bewässerung in 14tägigen Abständen durchgeführt - Bezeichnung "AW 14t". Die hierbei ausgebrachte Quartals-Abwasser-Menge war dieselbe wie bei der Standard-Variante, die 14-tägliche Ausbringungs-Höhe belief sich jedoch auf Tages-Gaben von 16,7 mm (100 mm), 33,4 mm (200 mm), 83,3 mm (500 mm) und 166,7 mm (1000 mm).

### 2.3.1.4 Bewässerungs-Zeit

Als Bewässerungs-Zeit wurde zum einen das Quartal der Rüben-Kampagne, im folgenden als "Herbst/Winter-Bewässerung" bezeichnet, gewählt (1973/74 mit einer 2monatigen Anlauf-Verzögerung). Von Seiten des Fabrikations-Prozesses könnte die gleichzeitig mit der Rüben-Verarbeitung einhergehende Abwasser-Verregnung die Abwasser-Stapelung erübrigen, doch ist zu bedenken, daß die geringen Evapo-Transpirations- und Interceptions-Leistungen von Boden und Vegetation in dieser Jahreszeit zu einer erhöhten Abwasser-Passage im Boden und damit zu geringeren Reinigungs-Leistungen führen können.

Aus diesem Grund wurde als Alternativ-Variante eine Sommer-Verregnung in das Projekt einbezogen, die in das 3. Quartal (Juli - September) gelegt wurde, d.h. in die Zeit mit der erfahrungsgemäß höchsten Evapo-Transpirations- und Interceptions-Leistung grasbewachsener Böden.

Ein Abwasser-Landbehandlungs-System mit Sommer-Bewässerung setzt jedoch eine volle Stapelteich-Speicherung des Kampagne-Abwassers voraus, wobei bereits vor der Abwasser-Ausbringung eine Vorreinigung des Abwassers durch Ausfaulung gegeben ist. Die durch die Boden-Filtration erzielbare Reinigung könnte dadurch wesentlich unterstützt und der Bedarf an Beregnungs-Fläche reduziert werden.

Die Sommer-Bewässerung wurde nur in Form der Intervall-Bewässerung (AW 14t) mit den Bewässerungs-Höhen 200 und 1000 mm durchgeführt.

#### 2.3.1.5 Brache und Bewuchs

Grundsätzlich erscheint die Abwasser-Ausbringung auf einen mit Pflanzen bestandenen Boden als "umweltschonender", unabhängig davon, ob der Bestand im Sommer hinsichtlich Transpiration und Nährstoff-Aufnahme aktiv ist oder im Winter nach Abklingen der Vegetations-Zeit lediglich zur Interception und zum Verdichtungs-Schutz des Bodens beiträgt. Aus diesem Grunde wurde für die Versuchs-Durchführung ein dauerhafter Bestand von Weidelgras (Lolium perenne) vorgesehen.

Um demgegenüber das Verhalten auch eines vegetations-freien Bodens zu testen, wurde die erste Bewässerungs-Kampagne im Winter 1973/74 unter Brache-Bedingungen durchgeführt.

### 2.3.1.6 Boden als Kontaminanten-Quelle - Bewässerung mit demineralisiertem Wasser

Nicht der gesamte Austrag an Grundwasser-Kontaminanten mit dem Sickerwasser aus Böden, die mit Abwasser beaufschlagt wurden, ist dem Abwasser anzulasten. Der Boden selbst kann ebenfalls als "source" wirken, wobei Austausch-Vorgänge zwischen Abwasser und Boden-Lösung bzw. dem Boden-Festkörper diese "source"-Wirkung verstärken können.

Um in einer ersten Annäherung zu "Blindwerten" für den bodenbürtigen Austrag an anorganischen und organischen Grundwasser-Kontaminanten zu kommen, wurde in den Winter-Bewässerungs-Phasen parallel zur Bewässerung mit Abwasser eine Bewässerung mit hoch demineralisiertem Wasser (aqua demin.) durchgeführt, und zwar mit denselben Gesamt-Mengen und Tages-Raten wie beim Abwasser, jedoch nur mit täglicher Dosierung. Die Bezeichnung dieser Varianten lautet "DWt".

### 2.3.1.7 Versuchs-Anordnung

Die sich aus der vorstehenden Übersicht ergebende Zahl von 42 Lysimeter-Versuchs-Varianten wurde mit je einer Wiederholung gemäß Abbildung 3 in der Lysimeter-Anlage angeordnet. Innerhalb der drei Bodentyp-Grundwasserstands-Gruppen wurden die Varianten nach Zufalls-Verteilung eingesetzt.

Die "Herbst/Winter"- und die "Sommer"-Bewässerung wurden in 2 aufeinanderfolgenden Jahren jeweils in derselben Variation an denselben Lysimetern durchgeführt. Die Varianten heißen dementsprechend "Herbst/Winter-" bzw. "Sommer-Bewässerungs-System" mit der Abfolge von Bewässerungs-Phasen (B) und Ruhe-Phasen (R): "BRBR" und "RBRB".

## 2.4 ANALYTIK

Zielsetzung des Untersuchungs-Projektes ist die Messung der Reinigungs-Wirkung des Systems Boden/Pflanze für Zuckerfabrik-Abwässer in Abhängigkeit von Art und Menge der Beaufschlagung und vom Bodentyp mittels Bilanzierung von Wasser- und Kontaminanten-Eintrag und Austrag.

Dazu sind Messungen des Eintrags mit dem Abwasser und des Austrags mit dem Sickerwasser sowie zur Erfassung gasförmiger Verluste Messungen der Vorrats-Änderungen und -Verteilungen im Boden-Filter erforderlich.

Die Lysimeter-Anlage soll mehrere Jahre betrieben werden. Erst danach ist eine Zerlegung der Lysimeter und eine Analyse der Böden vorgesehen. Die nachfolgenden Untersuchungen müssen sich daher zunächst auf den Ein- und Austrag von Wasser und die mit ihm ein- und ausgetragenen Mengen und Konzentrationen an Verunreinigungen beschränken.

Das Material der verwendeten Test-Böden wurde für spätere Vergleichs-Untersuchungen horizontweise entnommen und archiviert. Die daran ermittelten Kenn-Daten sind in Tab. 1 enthalten. Sie wurden wie folgt bestimmt:

1.) Korngrößen-Bestimmung
   $> 36\ \mu m$ durch Naß-Siebung
   $< 36\ \mu m$ durch Pipett-Analyse nach KÖHN (41),

2.) pF-Bestimmung im Drucktopf (Desorptions-Gang),

3.) Bestimmung der KAK nach MEHLICH (50) und SCHLICHTING und BLUME (64),

4.) pH-Messung in 0.02 n $CaCl_2$-Suspension und 1n Ca-Azetat-Suspension zur Bestimmung des Kalk-Bedarfs nach SCHACHTSCHABEL (63),

5.) Bestimmung des freien Kalks nach SCHEIBLER in SCHLICHTING und BLUME (64),

6.) Bestimmung des Gesamt-P nach JACKSON (37),

7.) Bestimmung des pflanzen-verfügbaren P und K als DL nach EGNER-RIEHM in (16),

8.) $C_t$ durch trockene Verbrennung mit dem "Wösthoff-$CO_2$-Analysen-Gerät",

9.) $N_t$ nach FLEIGE et al. (26).

An Meß-Verfahren zur Bestimmung des Flüssigkeits-Ein- und Austrags wurden durchgeführt:

1.) Niederschlags-Messung mit HELLMANN-Regenmessern in 1 m Höhe,

2.) Volumetrische Bemessung der Abwasser-Gaben und Messung des Sickerwasser-Austrags zeitproportional,

3.) organoleptische Beurteilung von Farbe und Geruch bei jeder Sickerwasser-Probenahme,

4.) Bestimmung der Trockenmasse (TrM) durch Eindampfen auf dem Wasserbad und Nachtrocknung im Trockenschrank bei 105°C,

5.) Beurteilung des Dispersions-Zustandes der TrM durch Filtration mit Membran-Filtern von 1 und 0,1 µm Poren-Weite,

6.) Bestimmung des Glüh-Rückstandes der TrM im Muffel-Ofen bei 650°C (20 min),

7.) pH-Messung in der Flüssigkeit,

8.) Leitfähigkeits-Messung,

9.) Bestimmung des $BSB_5$ nach WINKLER (DEV, 85),

10.) Bestimmung des CSB (COD) nach einer von MEYER et al. (52) entwickelten Serien-Methode. Es wurde wie folgt verfahren:
30 ml Analysenflüssigkeit wurden in einem 250 ml Erlenmeyer-Kolben mit
25 ml 2n Kaliumdichromat-Lösung versetzt, unter Kühlung des Kolbens wurden
50 ml konzentrierte Schwefelsäure zugegeben.
Die Oxydation wurde bei 115°C im Trockenschrank durchgeführt. Nach der Abkühlung wurde die Flüssigkeits-Menge in einen 250 ml Meß-Standkolben überspült. Nach Auffüllung auf 250 ml und Abkühlung auf Raum-Tempera-

tur konnte gemessen werden. Die Messung wurde kolorimetrisch bei 578 nm im BAUSCH und LOMB Fotometer "Spectronik 20" in 13 mm Küvetten durchgeführt. Als Eich-Vergleichs-Lösung wurde Glucose gewählt. Für $Cl^-$-Ionen, die bei der Oxydation mit erfaßt wurden, wurde eine Korrektur vorgenommen (vgl. MEYER et al., 52).

11.) Bestimmung der Kationen K, Na und Ca flammenphotometrisch, Mg flammen-atomabsorptions-spektrometrisch,

12.) Bestimmung von $Cl^-$ potentiometrisch (Superpotentiograph) durch Ausfällung mit $AgNO_3$,

13.) Bestimmung von $SO_4^{--}$ potentiometrisch als Differenz-Methode durch Ausfällung mit $BaCl_2$,

14.) Bestimmung des Gesamt-P nach Aufschluß mit $H_2O_2$ und $H_2SO_4$ gemäß "Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung" (79),

15.) Bestimmung des Gesamt-N: a) bei Anwesenheit von Nitrat und organischem N nach GEHRKE et al. (28), b) sonst nach FLEIGE et al. (26),

16.) Bestimmung von Ammonium- und Nitrat-N durch Kjeldahl-Destillation nach FLEIGE et al. (26).

Die Messung der physikalischen Parameter (7,8) und die Bestimmung der organischen Inhaltstoffe (9,10) erfolgte an allen Proben ohne Zugabe von Konservierungs-Stoffen am Tag der Probe-Nahme. Zur Bestimmung der Trocken-Masse (4) und des Glüh-Verlustes (6) wurde am Ende jedes Bewässerungs-Abschnittes 1 l Proben-Flüssigkeit des Sickerwassers verwendet. Die weiteren Bestimmungen (11-16) wurden an Proben durchgeführt, die mit 2 ml Formaldehyd je 250 ml-Proben-Gefäß konserviert worden waren. Für die N-Bestimmungen ist dadurch nach WAGNER (75) eine Konservierung der Proben bis zu etwa 3 Monaten möglich.

## 2.5 QUALITÄT DES VERWENDETEN ABWASSERS

Für die im Versuchs-Zeitraum durchgeführten Bewässerungs-Abschnitte (Herbst/Winter 1973/74, Herbst/Winter 1974/75, Sommer 1974, Sommer 1975) wurde Abwasser verwendet, das aus Zuckerfabriken in der Nähe Göttingens geholt worden war. Für jeden Bewässerungs-Abschnitt wurde eine genügend große Abwasser-Menge in luftdicht verschlossenen Fässern aufbewahrt, um über einen Bewässerungs-Abschnitt hinweg über ein Abwasser gleicher Qualität verfügen zu können - im I. Bewässerungs-Abschnitt Herbst/Winter 1973/74 wurden zwei Abwasser-Chargen geholt - . Das Abwasser der Zuckerfabriken hatte den in Tabelle 2 angegebenen mittleren Gehalt an Inhalts-Stoffen.

Bedingt durch betriebs-technologische Schwierigkeiten bei einer Zuckerfabrik - der Stapelteich wurde nicht vollständig abgelassen, so daß ausgefaultes und frisches Abwasser nicht zu trennen waren - wurde für die II. Herbst/Winter-Bewässerungs-Phase Abwasser einer anderen Zuckerfabrik verwendet, das infolge einer anderen Abwasser-Technologie in seiner Qualität stark vom Abwasser des I. Bewässerungs-Abschnitts abwich. Das Abwasser, das zur I. Bewässerung 1973/74 verwendet wurde, war aufgrund der Einbeziehung des Scheide-Schlamms und aufgrund eines speziellen Saft-Reinigungs-Verfahrens durch sehr hohe Ca- und Mg-Gehalte gekennzeichnet. Das aus den "Auflande-Teichen" nach der teilweisen Sedimentation der Feststoffe in den "Stapel-Teich" übertretende Abwasser wurde zur I. Bewässerung verwendet.

Das Abwasser des II. Bewässerungs-Abschnitts (Herbst/Winter 1974/75) entstammte einer Fabrik, in der nur das Überschuß-Wasser aus dem Schwemm- und Waschwasser-Kreislauf in den "Stapel-Teich" gelangte und in der auch bei der Saft-Reinigung keine Mg-haltigen Salze eingesetzt wurden. Dadurch bedingt enthielt dieses Abwasser geringere Mengen an Ca und vor allem Mg. Die übrigen Unterschiede in den Inhaltsstoffen (pH, Leitfähigkeit, Kohlenstoff, Kalium, Chlorid, Phosphat und Stickstoff) ergeben sich ebenfalls aus der Art der "Abwasser-Produktion".

Tabelle 2: Zusammensetzung der verwendeten Abwässer

| Abschnitt / Analyse | Herbst/Winter 1973/74 | | Herbst/Winter 1974/75 | Sommer 1974 | Sommer 1975 |
|---|---|---|---|---|---|
| Lfd. Nr. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Probenzahl | 8 | 2 | 9 | 6 | 6 |
| Farbe | stark grau-braun trüb | | mittel grau-braun trüb | m. grün. br.trüb | m.grünl. trüb |
| Geruch | mittel faulig | | mittel faulig | leicht jauchig | mittel jauchig |
| Tr.M. g/l | 21,0 | n.b. | 7,3 | 3,1 | 4,0 |
| Glühverlust % der Tr.M. | 34,9 | n.b. | 32,9 | 67,8 | 62,4 |
| pH-Wert | 7,3 | 7,1 | 4,7 | 8,4 | 8,3 |
| Leitfähigkeit µS | 9300 | 8900 | 3055 | 4230 | 2375 |
| C mg/l | 3540 | 3010 | 1500 | 120<br>140-100 | 140<br>220-60 |
| CSB (errechnet aus C) mg/l | 9600 | 8010 | 4020 | 320<br>370-265 | 375<br>590-160 |
| $BSB_5$ mg $O_2$/l | 4410 | n.b. | n.b. | 108 | n.b. |
| Ca mg/l | 2100 | 2040 | 660 | 48 | 102 |
| Mg mg/l | 760 | 906 | 15 | 256 | 151 |
| K mg/l | 722 | 464 | 229 | 518 | 281 |
| Na mg/l | 215 | 180 | 155 | 181 | 83 |
| Cl mg/l | 1060 | 810 | 310 | 903 | 348 |
| $SO_4$ mg/l | 240 | 156 | n.b. | n.b. | n.b. |
| P mg/l | 19,6 | 9,5 | 4,0 | 1,3 | 3,3 |
| Ges-N mg/l | 210 | 163 | 92 | 67 | 12 |
| $NH_4$-N mg/l | 33 | 35 | 8 | 3 | 1,4 |
| $NO_3$-N mg/l | 2 | 0,5 | 3 | 10 | 0,1 |

Die Abwässer für die Vegetations-Bewässerung im Sommer stammten aus der Fabrik, aus der das erste Abwasser für die Herbst/Winter-Bewässerung geholt wurde. Die Reinigungs-Wirkung im "Stapel-Teich", bedingt durch die Sedimentation der Schwebstoffe und durch den Abbau der organischen Substanz ergibt sich aus dem Vergleich des frischen Abwassers (1) mit den "ausgefaulten" Abwässern aus dem "Stapel-Teich" (4 + 5).

Der Abbau des Kohlenstoffs im "Stapel-Teich" beträgt gegenüber dem ersten Bewässerungs-Abwasser (vgl. 4 mit 1) ca. 96 %. Die gemessenen anorganischen Inhalts-Stoffe nehmen nur geringfügig (K, Na, Cl),stark (Mg, Ges-N) oder sehr stark (Ca, P, $NH_4$) ab. Diese Abnahme-Beträge sind sowohl im Sommer 1974 (4) als auch 1975 (5) zu beobachten, obwohl hier Unterschiede bei den anorganischen Inhalts-Stoffen (Mg, K, Na, Cl, N) und - als deren Summenwert - bei der Leitfähigkeit festzustellen sind, die nicht vollständig erklärt werden können.

# 3 WASSER-BILANZEN

## 3.1 ÜBERSICHT

An den 3 Boden- und Lysimeter-Varianten Löß (1,5 m-Lysimeter), Sand (2 m-Lysimeter) und Sand (1 m-Lysimeter) wurden 2 generelle Bewässerungs-Zyklen durchgeführt:

1.) 3monatige Bewässerungs-Phase im Winter 73/74 - Sommer-Ruhe unter natürlichen Bedingungen 1974 - 3monatige Bewässerungs-Phase im letzten Quartal 1974 - Sommer-Ruhe unter natürlichen Bedingungen 1975 (Variante BRBR)
2.) Winter-Ruhe 1973/74 und Frühjahrs-Ruhe 1974 - 3monatige Bewässerungs-Phase im Spätsommer 1974 - Ruhe unter natürlichen Bedingungen im Winter 74/75 und Frühjahr 75 - 3monatige Bewässerungs-Phase im Sommer 75 (Variante RBRB)

Im folgenden werden diese beiden Versuchs-Varianten in ihrer Auswirkung auf die Wasser-Bilanz zuerst der Löß-Parabraunerden, dann der Sand-Böden untersucht.

## 3.2 LÖSS-PARABRAUNERDE

### 3.2.1 Variante BRBR (Herbst/Winter-Bewässerung)

#### 3.2.1.1 Versuchs-Phasen

Die einzelnen Versuchs-Phasen dieser Variante sind (vgl. Tab. 3) Phase I, Zur Schaffung gleicher Ausgangs-Bedingungen und zur kapazitiven Absättigung wurden 3 x 23 mm Wasser auf die Lysimeter gegeben. Dabei wurde für die Versuchs-Varianten AWt und AW14t Abwasser, DWt demineralisiertes Wasser verwendet. Die Vergleichs-Variante O wurde in ihrem natürlichen Wasser-Sättigungs-Zustand belassen.

Aus der Höhe der Bewässerungs-Gabe (Nw), der natürlichen Niederschläge (Np), der Sickerwasser-Spende (S) und der aufgrund von Witterungs-Daten kalkulierten Evaporation (E) in Phase I errech-

net sich für diese Phase eine Rücklage (R) an Boden-Wasser in Höhe von 77 - 113 mm für die einzelnen Lysimeter, im Schnitt 92 mm. Das heißt, das vorgegebene Wasser-Sättigungs-Defizit zur NSKO +) war zwar in den einzelnen Lysimetern unterschiedlich, wurde aber durch die Wasser-Zufuhr theoretisch in allen Fällen ausgeglichen. Lediglich bei den Varianten "AW14t500" und "AW14t1000" schien trotz Erreichen des Fließ-Gleichgewichtes eine Rest-Kapazität erhalten geblieben zu sein.

Phase II , 24 Sickerwasser-Entnahme-Termine: Die für diese Phase bestimmte E-Höhe stimmt recht gut mit der nach HAUDE (31) berechneten "potentiellen Verdunstung" überein, die 55 mm betrug. Lediglich bei den bereits genannten Varianten "AW14t500" und "AW14t1000" ist mit einer nachgehaltenen Auffüllung der verbliebenen Rest-Speicher-Kapazität zu rechnen. Bei der Bewässerung mit aqua demin. steigt die E-Höhe mit zunehmender Bewässerungs-Höhe. Dies ist durch eine zunehmende Verschlämmung des Oberbodens,dem damit verbundenen Wasser-Stau und einer längeren Verweil-Dauer eines offenen Wasser-Spiegels auf der Oberfläche zu erklären.

Phase III , 3 Sickerwasser-Entnahme-Termine: Diese Phase umfaßt den Sommer 1974 ohne Bewässerung, aber natürlichem Niederschlags-Eintrag, zuerst unter einer sich langsam entwickelnden, dann vollen, 2mal (2.7. und 19.8.) geschnittenen Gras-Decke. Die Evapo-Transpirations-Interceptions-Höhe (ETI) liegt über der Niederschlags-Höhe (Np) und führt zur Verringerung des Bodenwasser-Vorrates. Daß dennoch in dieser Phase eine Abgabe von Sickerwasser (S) stattfindet, erklärt sich aus zeitlichen Verschiebungen: Vor Einsetzen einer stärkeren ETI läuft im Anschluß an die Winter-Bewässerung noch ein Überschuß an langsam wanderndem Bodenwasser ab. - Die Höhe von ETI ist bei den einzelnen Versuchs-Varianten unterschiedlich. Sie spiegelt die unterschiedliche Zufuhr von Pflanzen-Nährstoffen wider, die von der Höhe der Abwasser-Gaben abhängig ist.

---

+) NSKO = Natürliche Wasser-Speicher-Kapazität des Bodens bei Abfluß-Spende 0.

Phase IV, 10 Sickerwasser-Entnahme-Termine: Die Bewässerungs-Höhe (Nw) ist dieselbe wie im Winter 1973/74 (Phase II), die höheren Niederschläge (Np) erhöhen aber den Gesamt-Wasser-Eintrag um 140 mm gegenüber der früheren Bewässerungs-Phase. Dieser zusätzliche Betrag wird aber in den Abwasser-Varianten dadurch abgefangen, daß die besser gedüngte Gras-Decke im vorausgegangenen Sommer (Phase III) durch verstärkte ETI ein höheres NSKO-Defizit geschaffen hat. Daraus erklärt sich die gegenüber der Bewässerungs-Phase im Vorjahr geringere Sickerwasser-Spende der Abwasser-Varianten.

In der Kontroll-Variante und den aqua demin.-Varianten sind dagegen die Sickerwasser-Spenden wesentlich höher als im Vorjahr, weil hier im Sommer infolge Nährstoff-Mangels eine wesentlich geringere Ausschöpfung der Boden-Wasservorräte erfolgt war.

Phase V, 3 Sickerwasser-Entnahme-Termine: Die an Phase IV anschließende Ruhe-Phase im Frühjahr und Frühsommer bringt höhere Niederschläge als im Vergleichs-Zeitabschnitt des Vorjahrs (Phase III). Der Boden war zu Beginn dieser Phase bis zur NSKO mit Wasser gesättigt. Das Sickerwasser enthält die Nachläufe aus der Bewässerungs-Phase IV und den Niederschlags-Überschuß der Phase V. Die Höhe von ETI spiegelt auch hier den unterschiedlichen Aufwuchs der Vegetation aufgrund des unterschiedlichen Nährstoff-Angebots wider.

Tab. 3: Wasser-Teilbilanzen der Versuchs-Variante Löß-Parabraunerde, 1.5 m-Lysimeter, BRBR (Herbst/Winter-Bewässerung), 15.11.73-26.6.75.

N(w) Bewässerungs-Höhe (mm)
N(p) Niederschlags-Höhe (mm)
N(ges.) Wasser-Eintrags-Höhe (mm)
S Sickerwasser-Austrags-Höhe (mm)
E bzw. ETI Evaporations-(Transpirations-Interceptions-) Verlust-Höhe (mm)
R Rücklage (+) - Aufbrauchs(-)-Höhe Bodenwasser (mm)
\+ Werte aus der "klimatischen Wasser-Bilanz" kalkuliert

Tabelle: 3

| Variante: | | 0 Kontr. | AWt (Abwasser tägl.) | | | AW14t (Abwasser 14tägl.) | | | DWt (dem .Wasser tägl.) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Zugabe mm | | 0 | 200 | 500 | 1000 | 200 | 500 | 1000 | 200 | 500 | 1000 |
| Phase I | N(w) | 0 | 69 | 69 | 69 | 69 | 69 | 69 | 69 | 69 | 69 |
| 15.11.73 - | N(p) | 66 | 66 | 66 | 66 | 66 | 66 | 66 | 66 | 66 | 66 |
| 17.12.73 | N(Ges) | 66 | 135 | 135 | 135 | 135 | 135 | 135 | 135 | 135 | 135 |
| Auffüllen | S | 0 | 19 | 20 | 29 | 36 | 10 | 2 | 38 | 17 | 29 |
| (ohne Bewuchs) | E | (20) | (20) | (20) | (20) | (20) | (20) | (20) | (20) | (20) | (20) +) |
| | R | 46 | 96 | 95 | 86 | 79 | 105 | 113 | 77 | 98 | 86 |
| Phase II | N(w) | 0 | 198 | 498 | 991 | 198 | 498 | 990 | 198 | 498 | 991 |
| 18.12.73 - | N(p) | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 |
| 14.3.74 | N(Ges) | 93 | 291 | 591 | 1084 | 291 | 591 | 1083 | 291 | 591 | 1084 |
| Bewässerung I | S | 0 | 233 | 542 | 1037 | 234 | 477 | 852 | 266 | 537 | 1000 |
| (ohne Bewuchs) | E | }93 | 58 | 49 | 47 | 57 | {114 | 231} | 25 | 54 | 84 |
| | R | | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 |
| Phase III | N(p)=N(Ges) | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 |
| 15.3.74 - | S | 0 | 31 | 48 | 39 | 15 | 17 | 14 | 32 | 35 | 55 |
| 10.10.74 | ETI | 426 | 417 | 427 | 413 | 481 | 497 | 519 | 371 | 369 | 389 |
| Ruhe (aufwachsend, dann voll.Bewuchs) | R | -119 | -141 | -168 | -145 | -189 | -207 | -226 | -96 | -97 | -127 |
| Phase IV | N(w) | 0 | 198 | 498 | 995 | 198 | 498 | 990 | 198 | 498 | 995 |
| 11.10.74 - | N(p) | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 |
| 2.1.75 | N(Ges) | 230 | 428 | 728 | 1225 | 428 | 728 | 1220 | 428 | 728 | 1225 |
| Bewässerung II | S | 103 | 263 | 441 | 898 | 186 | 430 | 857 | 312 | 600 | 1060 |
| (mit Bewuchs) | ETI | 18 | 24 | 119 | 177 | 53 | 86 | 137 | 20 | 31 | 38 |
| | R | +119 | +141 | +168 | +145 | +189 | +207 | +226 | +96 | +97 | +127 |
| Phase V | N(p)=N(Ges) | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 |
| 3.1.75 | S | 103 | 94 | 88 | 81 | 93 | 50 | 46 | 170 | 180 | 189 |
| 26.6.75 | ETI | 221 | 230 | 236 | 243 | 231 | 274 | 278 | 154 | 144 | 135 |
| Ruhe(mit Bewuchs) | | | | | | | | | | | |

### 3.2.1.2 Ergebnis

Die Versuchs-Variante BRBR zeigt für die Löß-Parabraunerde, daß die modifizierende Größe im Hinblick auf die unterschiedliche Wasser-Bilanz der einzelnen Untervarianten in der verschieden hohen ETI des Gras-Bewuchses zu sehen ist. Dessen Wachstums-Intensität hängt von dem unterschiedlichen Nährstoff-Dargebot ab, das mit der Qualität und Menge des angebotenen Wassers variiert. Eine Übersicht über diese Nährstoff-Wirkungen liefert Tabelle 5.

Nimmt man die Sickerwasser-Spende der bewässerten Böden als einen ersten Parameter für mögliche Grundwasser-Kontaminationen durch Abwasser-Landbehandlung, so wird diese entscheidend durch den Vegetations-Aufwuchs gesteuert, was offenbar auch für die Herbst- und Winter-Monate gilt, in denen die Assimilations- und Transpirations-Leistungen gering anzusetzen sind. Tabelle 4 liefert hierzu eine zusammenfassende Übersicht.

Die Frage, ob eine tägliche Bewässerung oder eine 14tägliche Intervall-Bewässerung bei Löß-Parabraunerden im Hinblick auf die Sickerwasser-Spenden als günstiger zu bewerten ist, läßt sich zwar aufgrund der vorliegenden Ergebnisse rein empirisch beantworten, eine kausale Interpretation der Antwort ist aber vorerst nicht möglich, da hierfür die erst nach Abschluß der Bewässerungs-Versuche vorgesehene Zerlegung der Lysimeter und die Messung der Struktur-Veränderungen an den Lysimeter-Böden erforderlich ist.

Tabelle 4 zeigt folgendes: Innerhalb der 1 1/4 Jahre umfassenden Untersuchungs-Zeit der Phasen III, IV und V (Sommer-Ruhe 74, Winter-Bewässerung 74, Frühjahrs-Frühsommer-Ruhe 75) unter Gras-Bewuchs sind die ETI-Verluste bei der Bewässerungs-Variante "14-täglich" um 80 bis 100 mm höher als bei der Variante "tägliche Bewässerung" - trotz gleicher Abwasser-Gaben. Die Sickerwasserspende ist bei Intervall-Bewässerung entsprechend geringer, was als ein Vorteil dieser Form der Abwasser-Ausbringung bewertet werden könnte.

Tab. 4: Wasser-Gesamtbilanz für die Versuchs-Phasen III-V (15.3.74-26.6.75) der Löß-Parabraunerde, 1,5 m-Lysimeter, Versuchs-Variante BRBR (Herbst/Winter-Bewässerung).

| | N(ges.) | S | ETI | Diff. zur Kontrolle |
|---|---|---|---|---|
| Kontrolle | 861 mm | 215 mm | 646 mm | ± 0 mm |
| AWt 200 | 1059 mm | 388 mm | 671 mm | + 25 mm |
| AWt 500 | 1359 mm | 577 mm | 782 mm | + 136 mm |
| AWt 1000 | 1856 mm | 1018 mm | 838 mm | + 192 mm |
| AW14t 200 | 1059 mm | 294 mm | 765 mm | + 119 mm |
| AW14t 500 | 1359 mm | 497 mm | 862 mm | + 216 mm |
| AW14t 1000 | 1851 mm | 917 mm | 934 mm | + 288 mm |
| DWt 200 | 1059 mm | 514 mm | 545 mm | - 101 mm |
| DWt 500 | 1359 mm | 815 mm | 544 mm | - 102 mm |
| DWt 1000 | 1856 mm | 1304 mm | 552 mm | - 94 mm |

Tabelle 3 läßt erkennen, daß diese Unterschiede in erster Linie auf einer erhöhten Evapo-Transpirations-Leistung der Variante "AW14t" während der sommerlichen Ruhe-Phasen beruhten. Dies läßt sich aber - wie Tabelle 5 zeigt - nicht auf einen verstärkten Gras-Wuchs bei dieser Variante zurückführen. Wir vermuten vielmehr, daß infolge der Konzentration der Bewässerungs-Gaben im Winter strukturelle Veränderungen der Böden eingetreten sind, möglicherweise Verdichtungen, die während der Sommer-Monate eine bessere kapillare Wasser-Nachlieferung aus tieferen Boden-Schichten zur oberflächennahen Wasser-Entnahme-Zone des Wurzel-Raumes bedingen könnten.

Es ist möglich, daß dieses durch unterschiedliche Bewässerungs-Intensitäten bedingte Phänomen auch bei den mit der Bewässerungs-Gabe steigenden ETI-Höhen innerhalb der Steigerungs-Varianten 200, 500 und 1000 mm (täglich und 14täglich) eine gewisse Rolle spielt und daß diese ETI-Höhen nicht nur mit dem unterschiedlichen Nährstoff-Dargebot zusammenhängen. Doch ist hierzu nichts Näheres auszusagen, da in den ETI-Summenwert neben der Transpiration auch die vom Pflanzen-Bestand veränderte Evaporation vom Boden und die von ihm beeinflußte Interception eingehen.

Die selbst gegenüber der O-Variante reduzierten ETI-Höhen der mit aqua demin. bewässerten Varianten erklären sich aus dem sehr gehemmten Gras-Aufwuchs, der auf der gegenüber der O-Variante verstärkten Nährstoff-Auswaschung beruhen dürfte (vgl. hierzu Tabelle 5).

Die mittlere Sickerwasser-Liefermenge lag mit 21 % des Niederschlags-Eintrags etwa so hoch, wie die für ein Witterungs-Normal-Jahr kalkulierten Beträge (vgl. HASE und MEYER, 29).

#### 3.2.1.3 Visuelle Beobachtungen

In der Versuchs-Phase II, in der noch kein Gras-Bewuchs vorhanden war, gaben sich bereits 4 Wochen nach Einsetzen der Bewässerung an der Oberfläche der Löß-Parabraunerden beträchtliche strukturelle Unterschiede zu erkennen. Diese sind aus Abb. 6 ersichtlich.

Dazu ist zu bemerken, daß zur Erhaltung der oberflächlichen Infiltrations-Leistung eine wiederholte mechanische Auflockerung der obersten 5 cm starken Boden-Schicht durchgeführt wurde. Die Abbildungen spiegeln die unterschiedliche Zerfalls-Neigung der mechanisch geschaffenen Aggregate unter dem Einfluß der Bewässerung wider.

Auf den mit demineralisiertem Wasser behandelten Parabraunerden sind die Verschlämmungen und Verdichtungen der Oberfläche so stark, daß schon die Infiltration der geringsten Wasser-Gabe stark behindert ist. Der hohe Kalk-Gehalt des Abwassers führte dagegen zu einer beachtlichen Struktur-Stabilität der Boden-Aggregate, die sich im Laufe der Zeit noch verbesserte, so daß eine mechanische Oberflächen-Lockerung allmählich überflüssig wurde. Diese Struktur-Verbesserung ermöglichte selbst bei der Variante "AW14t 1000" mit Bewässerungs-Intensitäten von 165 mm pro Tag hohe Infiltrations-Raten. Die Gabe wurde schubweise in 3 mal ca. 55 mm-Raten verabfolgt, die jeweils etwa innerhalb einer Stunde vollständig in den Boden infiltriert waren.

Dieser Umstand ist im Hinblick auf die Abwasser-Landbehandlung von Zuckerfabrik-Abwässern als ein Positivum zu bewerten, da es die Gefahr eines oberflächlichen Wasser-Abflusses selbst bei hohen Ausbringungs-Intensitäten erheblich reduziert. Bei der Verregnung anderer Abwässer böte sich die Möglichkeit, durch Kalk-Zusätze ebenfalls dieser Gefahr zu begegnen.

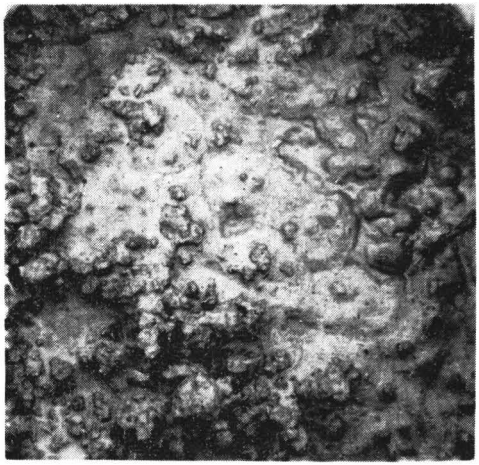
#### 3.2.1.4 Boden-Temperatur

Der hohe Elektrolyt-Gehalt des Abwassers bewirkt eine Senkung des Gefrier-Punktes des Boden-Wassers (vgl. KRAMER, 44, KLAPP, 40, SAUERLANDT, 62). Sie machte sich wiederholt während der kurzen Frost-Phasen bei der Winter-Bewässerung bemerkbar, indem in den Abwasser-Varianten der Oberboden aufnahmefähig blieb, während die aqua demin.-Varianten ihre Infiltrations-Fähigkeit einbüßten.

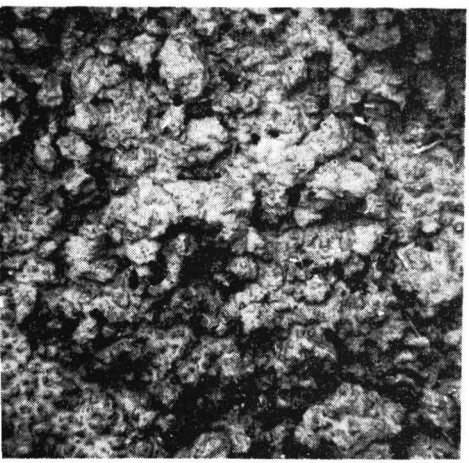
Bei Boden-Temperaturen von -3°C in 5 cm Tiefe waren die AWt-Varianten noch nicht gefroren, während die O-Variante und die aqua demin.-Varianten bis zu 2 cm Tiefe blockartig gefroren waren.

Abb. 6:

Oberflächen-Struktur der unbewachsenen Löß-Parabraunerde in Phase II (Winter-Bewässerung 1973/74, Aufn. ca. 4 Wochen nach Beginn der Bewässerung)



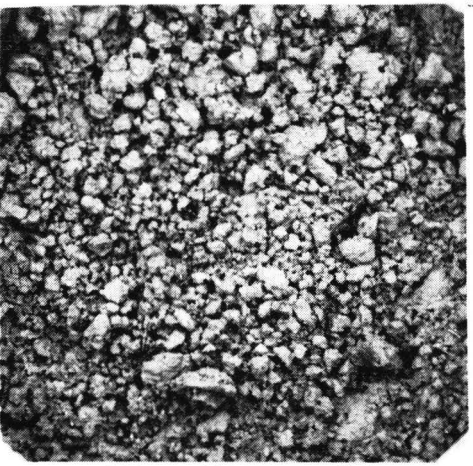
200 mm demin. Wasser



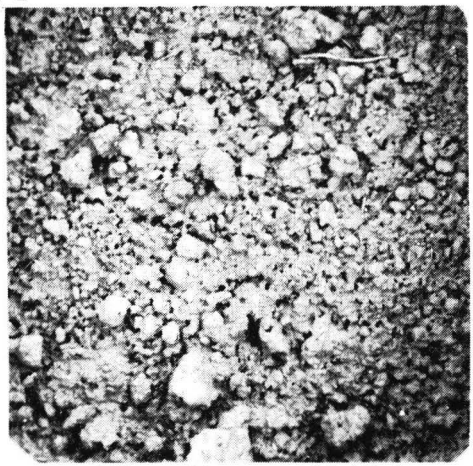
unbewässert

500 mm demin. Wasser

1000 mm demin. Wasser

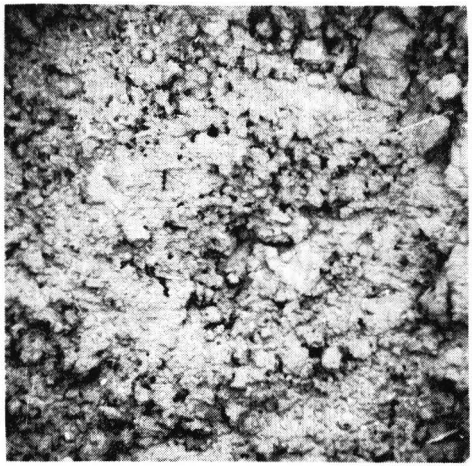


200 mm Abwasser tägl.

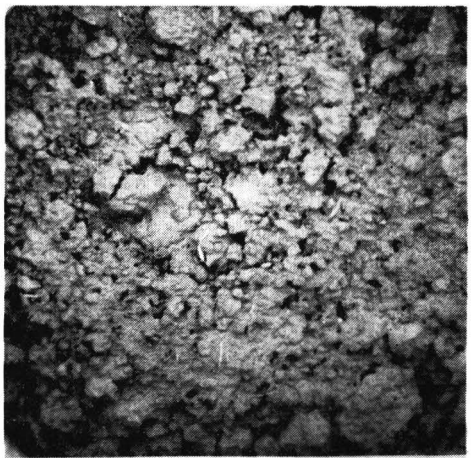


200 mm Abwasser 14-tägl.

500 mm Abwasser tägl.



500 mm Abwasser 14-tägl.



### 3.2.1.5 Sickerwasser-Raten

Bei den Varianten mit täglicher Bewässerung stellte sich während der Bewässerungs-Phasen nach einer kurzen Anlauf-Zeit ein Fließ-Gleichgewichts-Zustand, d.h. tägliche Abfluß-Raten gleich den täglichen Bewässerungs-Raten mit geringen, zeitlich nur wenig verschobenen Variationen durch Niederschlags-Ereignisse oder unterschiedliche ETI-Raten ein, der über die gesamte Bewässerungs-Phase anhielt. Nach Beendigung der Bewässerungs-Phase klang die Sickerwasser-Spende innerhalb von 5 bis 8 Tagen ab, womit die NSKO erreicht war.

Bei den Varianten mit 14täglicher Bewässerung ergab sich ein anderes Bild: In den meisten Fällen setzte bereits etwa 2 1/2 Minuten nach dem schlagartigen Aufbringen der Abwasser-Mengen der Sickerwasser-Abfluß ein. In den folgenden 5 Tagen flossen dann in allen Steigerungs-Varianten 64-77 % der zugegebenen Abwasser-Menge bzw. 75-84 % der innerhalb des jeweiligen 14-Tage-Intervalls insgesamt aufgefangenen Sickerwasser-Menge ab. Der Rest verteilte sich, jeweils abklingend, auf die Tage 6 bis 10, bei Niederschlägen auch 6 bis 13. Dies gilt auch für das Abklingen der Sickerwasser-Spende nach dem Ende der Bewässerungs-Phase.

Es ist anzunehmen, daß bei den Versuchs-Varianten mit 14-tägiger Bewässerung die Tages-Bewässerungs-Intensitäten so hoch werden, daß wesentliche Mengen des Wassers nicht in Form einer Abwärts-Verdrängung (downward displacement), sondern in ungespannter Form frei in gröberen Poren wie Wurzelgängen, Regenwurm-Röhren und Kluft-Rissen schnell und ohne längeren Kontakt mit der Boden-Matrix abfließen. Dies wird sich später in Zusammenhang mit den bei einigen Lösungs-Bestandteilen beobachteten Konzentrations-Stößen im Sickerwasser bestätigen. Der Befund, daß bei hohen Bewässerungs-Intensitäten auf Ackerparabraunerden aus Löß Sickerwasser in ungespannter Form schnell in große Boden-Tiefen abgeführt wird, mitunter gegen den bestehenden hydraulischen Gradienten oder ohne daß die Saugspannung im oberen Boden-Abschnitt gegen Null geht, wurde bereits von EHLERS (18) gemacht.

### 3.2.1.6 Gras-Erträge

Aus Tab. 5 wird für die beiden Ruhe-Sommer 1974 und 1975 die Ertrags-Steigerung beim Weidelgras mit der Steigerung der winterlichen Abwasser-Gaben und die Ertrags-Depression infolge Nährstoff-Auslaugung bei steigenden Gaben an aqua demin. deutlich.

Tab. 5: Gras-Trocken-Erntemasse bezogen auf Ertrag der Null-Variante (Löß-Lysimeter 1,5 m)

*) Ertrag geschätzt

| Variante | Erntetermin | | | | Summe |
|---|---|---|---|---|---|
| | 2.7.74 | 19.8.74 | 21.5.75 | 7.8.75*) | |
| 0 | 28,32 | 18,03 | 13,80 | 12,90 | 73,05 g/Lys. |
| | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 Bez. % |
| 200 AWt | 218 | 225 | 560 | 420 | 291 |
| 500 AWt | 294 | 369 | 843 | 631 | 432 |
| 1000 AWt | 367 | 366 | 1181 | 885 | 563 |
| 200 AW14 | 234 | 203 | 526 | 394 | 277 |
| 500 AW14 | 244 | 250 | 934 | 699 | 418 |
| 1000 AW14 | 309 | 288 | 911 | 683 | 443 |
| 200 DWt | 91 | 81 | 74 | 55 | 67 |
| 500 DWt | 68 | 95 | 66 | 50 | 61 |
| 1000 DWt | 93 | 154+ | 264+ | 198+ | 143+ |

+) Durch Kleeaufwuchs relativ höhere Erträge

Die Erträge der Varianten AW14 liegen zumeist unter den Erträgen der Varianten AWt, verhalten sich also umgekehrt wie ihre ETI-Raten, deren Erklärung nicht über eine unterschiedliche Massen-Entwicklung des Aufwuchses möglich ist.

Vergleichen wir mit den in Tab. 5 aufgeführten Trockenmasse-Erträgen die in Tab.32 enthaltenen Angaben über die N-Entzüge der Gras-Decke! Wenn in der Variante AW14t die TrM-Erträge nur wenig unter denen der AWt-Variante liegen, so lassen die wesentlich geringeren N-Entzüge bei AW14t erkennen, daß die N-Gehalte in der TrM beträchtlich gegenüber AWt erniedrigt sind. Da nach KLAPP (40) bei etwa gleicher oberirdischer TrM/$m^2$ und gleichem Wasser-Angebot der Transpirations-Quotient mit sinkendem Nährstoff-Angebot steigt, wäre dies u.U. als eine weitere Erklärungsmöglichkeit für die höhere ETI der AW14t-Variante gegenüber der AWt-Variante heranzuziehen.

### 3.2.2 Übertragbarkeit der Daten

Um aus den gewonnenen Ergebnissen allgemeinere Schlüsse auf das Verhalten der verschiedenen Böden unter Bewässerungs-Bedingungen ziehen zu können, ist es notwendig, den Witterungs-Verlauf während der Untersuchungs-Zeit mit der Normal-Witterung und ihren Extrem-Abweichungen zu vergleichen, da insbesondere die Niederschläge zu einer beträchtlichen Beeinflussung des hydrologischen Verhaltens der bewässerten Böden beitragen. Dies ist erforderlich, da die Beobachtungs-Zeit relativ kurz war.

Im folgenden wird dazu eine Analyse der Niederschlags-Höhen für die einzelnen Versuchs-Phasen durchgeführt (vgl. Abb. 7).

Phase II, Winter-Bewässerung 1973/74: Nach den bei PAPP (57), HAASE et al. (29) und BEESE et al. (4) entwickelten Modell-Vorstellungen läßt sich für Parabraunerden aus Löß etwa folgender Wasser-Bilanz-Ansatz für das Witterungs-Normal-Jahr in Süd-Niedersachsen machen: Das im Sommer-Halbjahr (1.4.-1.10.) unter ungedüngtem Grasland durch Evapo-Transpiration erzeugte NSKO-Defizit des 1,5 m tiefen Bodens in Höhe von ca. 110 mm wird durch die Winter-Niederschläge (200-250 mm abzgl. 50-90 mm ETI)

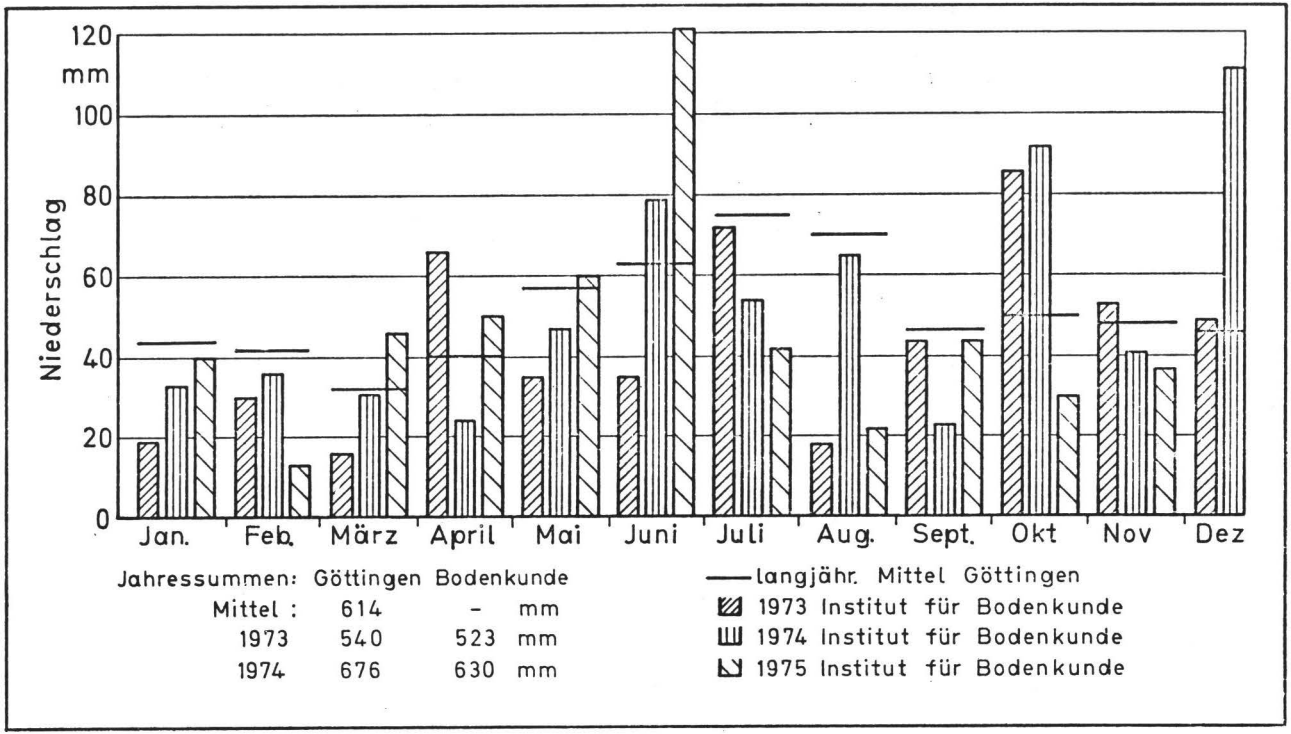



ABB. 7: MONATLICHE NIEDERSCHLAGSSUMME
STATION: WETTERWARTE GÖTTINGEN (LANGJÄHR. MITTEL)
INSTITUT FÜR BODENKUNDE (1973 - 1975)

wieder ausgeglichen. Eine Bewässerung mit Zuckerfabrik-Abwasser, beginnend Anfang Oktober, würde in einem Normal-Jahr in die Zeit des maximalen NSKO-Defizits fallen. Dies bedeutet, daß zuerst mindestens 110 mm Abwasser für die kapazitive Aufsättigung des Bodens benötigt würden, ehe eine Sickerwasser-Spende einsetzen könnte.

Das NSKO-Defizit der O-Variante betrug nach dem trockenen Sommer 1973 etwa Mitte November tatsächlich nur 92 mm, da bei der Lysimeter-Entnahme im Juli 1973 die Vegetation beseitigt worden war.

Für die Bewässerungs-Varianten spielt dies keine Rolle. Durch die vorhergehende Absättigung der NSKO durch die künstliche Auffüllung des NSKO-Defizits wurde eine Situation simuliert, wie sie nach einem extrem nassen Sommer denkbar ist. Die für Phase II ermittelten Bilanz-Werte stellen somit den Modell-Fall für eine im Hinblick auf die Abwasser-Ausbringung gegebene "Problem-Situation" dar, weil die kapazitive Pufferung fortfällt. Da zugleich mit vegetationsfreien Böden gearbeitet wurde, könnte Phase II sichere Aussagen zur maximal möglichen Grundwasser-Kontamination liefern.

Eine Einschränkung der Sicherheit ist jedoch dadurch gegeben, daß der natürliche Netto-Eintrag von Niederschlägen (N (ges.) - E) in der normalen Ausbringungs-Zeit für Zuckerfabrik-Abwässer im Oktober, November und Dezember im Normal-Jahr bei 84 mm liegt. In der Phase II jedoch wurde wegen zu niedriger Niederschläge und wegen eines zu hohen Sättigungs-Anspruches der Atmosphäre bei zu hohen Temperaturen nur ein Niederschlags-Netto-Eintrag von ca. 47 mm erreicht. Die Sickerwasser-Spende dürfte daher bei normaler Witterung um 37 mm höher anzusetzen sein.

Würde aber auf einen extrem nassen Sommer, wie er hier simuliert wurde, ein extrem nasses Winter-Halbjahr (1.10.-1.4.) folgen, so würde folgende Veränderung der Bilanz zu erwarten sein: Die höchste bislang gemessene positive Abweichung der Winter-Niederschläge von den Durchschnitts-Werten beträgt ca. 100 % (vgl. HAASE et al., 29). Sie würde eine zusätzliche Sickerwasser-Spende gegenüber der gemessenen von ca. 140 mm bedingen.

Phase III, Sommer-Ruhe 1974: In dieser Phase beträgt die Niederschlags-Menge normal 385 mm. In der Meß-Phase fielen nur 67 mm weniger Niederschlag entsprechend -17.4 %. Da nun diese Phase nur im Hinblick auf das entstehende NSKO-Defizit als Eingangs-Bedingung für die nachfolgende Winter-Bewässerung interessiert, muß die Frage im Vordergrund stehen, ob dieser relativ trockene Sommer ein größeres NSKO-Defizit bewirkt hat als für ein Normal-Jahr anzusetzen ist.

Nach den von HAASE et.al. (29) ermittelten Werten stellt das in einem Witterungs-Normaljahr im Sommer-Halbjahr entstehende NSKO-Defizit von ca. 110 mm einen Wert dar, der selbst bei starken positiven und negativen Abweichungen der Niederschlags-Summe von der Norm sich nur relativ wenig ändert. Dies zeigt sich auch bei der hier mit untersuchten O-Variante, die zu Beginn des Sommer-Halbjahres 1975 bis zur NSKO aufgesättigt war und trotz der um 17,4 % geringeren Niederschlags-Summe mit einem NSKO-Defizit von 119 mm nur um ca. 8 % über dem anzusetzenden Normal-Wert lag.

Der relativ trockene Sommer 1974 erzeugte somit für die nachfolgende Bewässerungs-Phase im Spätherbst Voraussetzungen, wie sie für ein Normal-Jahr zu erwarten sind.

Phase IV, Spätherbst-Bewässerung 1974: Die Monate Oktober, November, Dezember 1974 brachten statt 144 mm Normal-Niederschlag 244 mm, d.h. 69 % mehr. Somit kann diese Periode als Simulations-Fall für eine witterungsmäßig extrem nasse Bewässerungs-Phase nach einem normalen Sommer gelten.

Phase V, Frühjahrs- und Frühsommer-Ruhe 1975: Die Monate Januar bis Juni 1975 brachten mit 330 mm Gesamt-Niederschlag rund 50 mm mehr als normal. Die auf die Bewässerungs-Phase (IV) folgenden Monate Januar und Februar waren jedoch trockener als normal, was für die Beurteilung des Sickerwasser-Nachabflusses von Bedeutung ist. Die Monate März, April, Mai lagen in ihren Niederschlägen etwas über dem langjährigen Durchschnitts-Wert, der Juni brachte über 90 % mehr, so daß Ende Juni der Boden bis zur NSKO gesättigt war und es bei fast allen Lysimetern zu einer Sickerwasser-Spende kam.

Zusammenfassend lassen sich also die Phase II als Beispiel für eine trockene Winter-Bewässerungs-Periode nach einem extrem nassen Sommer, die Phase IV als Beispiel für eine extrem nasse Winter-Bewässerungs-Periode nach einem normalen Sommer auswerten.

Phase II bietet darüber hinaus die Möglichkeit, die für eine Sicherung der Aussagen notwendige Kombination von Sommer-Halbjahrs-Witterung und Winter-Phasen-Witterung "naß/normal" und "normal/normal" im Hinblick auf das hydrologische Verhalten des Bodens zu extrapolieren, die Phase IV darüber hinaus die Kombination "naß/naß" zu erfassen.

### 3.2.3 Variante RBRB (Sommer-Bewässerung)

#### 3.2.3.1 Versuchs-Phasen

Eine Übersicht über die Versuchs-Phasen dieser Versuchs-Variante gibt Tab. 6. Die 3-monatigen Sommer-Bewässerungs-Phasen wurden 1974 und 1975 in das Quartal III (Juli, August, September) gelegt. Dahinter stand die Überlegung, daß in witterungsnormalen Jahren zu Beginn dieses Quartals bereits ein NSKO-Defizit existiert, das etwa 60 mm beträgt und daß trotz der höheren Niederschlags-Summe dieses Quartals die ETI um bis zu 50 mm höher ist als im 2. Quartal.

In diesen Versuch wurden nur die Bewässerungs-Varianten AW14t 200 mm und 1000 mm einbezogen.

#### 3.2.3.2 Ergebnis

Die Bewässerungs-Periode im 3. Quartal 1974 kann als Beispiel für eine Bewässerung nach einem "normalen" 2. Quartal gelten. Die Monate April bis Juni 74 brachten statt normal 160 mm nur 151 mm Niederschlag, so daß mit 60 mm NSKO-Defizit gerechnet

Tab. 6: Wasser-Teilbilanzen der Versuchs-Variante Löß-Parabraunerde, 1.5 m Lysimeter, Abwasser 14tägl. (AW14t)
RBRB Sommer-Bewässerung und zum Vergleich
BRBR Winter-Bewässerung (vgl. Tab. 3)

Angaben in mm Wasser-Höhe: zum Vergleich:

| SOMMER-BEWÄSSERUNG | | | | | | WINTER-BEWÄSSERUNG | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| PHASE | von bis | Bedingung | Bilanzgröße | AW14t 200 mm | AW14t 1000 mm | Phase | AW14t 200 mm | AW14t 1000 mm |
| A | 18.12.73 | Ruhe, nat. | N(p)=N(Ges) | 347 | 347 | I | | |
| | 9.7.74 | Witt.-Beding. | S | 10 | 6 | II(B) | | |
| | | Gras-Aufwuchs | ETI | 248 | 254 | IIIa(R) | | |
| | | | R | +89 | +87 | | | |
| B | 10.7.74 | Bewässerung | N(w) | 198 | 990 | IIIb(R) | | |
| | 10.10.74 | Gras-Decke | N(p) | 122 | 122 | | | |
| | | | N(Ges) | 320 | 1112 | | 733 | 1526 |
| | | | S | 33 | 619 | | 285 | 868 |
| | | | ETI | 287 | 594 | | 558 | 770 |
| | | | R | -33 | -101 | | -189 | -226 |
| C | 11.10.74 | Ruhe, nat. | N(p)=N(Ges) | 551 | 551 | IV | 752 | 1549 |
| | 26.6.75 | Witt.-Beding. | S | 296 | 176 | V | 279 | 903 |
| | | Gras-Decke | ETI | 255 | 274 | | 284 | 415 |
| | | | R | +33 | +101 | | +189 | +226 |
| A - C | 18.12.73 | | N(Ges) | 1218 | 2010 | I-V | 1485 | 3075 |
| | 26.6.75 | | S | 339 | 801 | | 564 | 1771 |
| | | | ETI | 790 | 1122 | | 842 | 1185 |
| | | | R | +89 | +87 | | ± 0 | ± 0 |
| D | 27.6.75 | Bewässerung | N(w) | 198 | 990 | | | |
| | 14.10.75 | Gras-Decke | N(p) | 141 | 141 | (VI) | | |
| | | | N(Ges) | 339 | 1131 | | | |
| | | | S | 43 | 510 | | | |
| | | | ETI | 296 | 621 | | | |
| A - D | 18.12.73 | | N(Ges) | 1557 | 3141 | | | |
| | 14.10.75 | | S | 382 | 1311 | I-VI | | |
| | | | ETI | 1086 | 1743 | | | |
| | | | R | +89 | +87 | | | |

werden kann. Das Bewässerungs-Quartal selbst muß mit 142 mm statt normal 192 mm Niederschlag als ungewöhnlich, wenn auch nicht extrem trocken eingestuft werden. Die ETI-Werte betragen bei 200 mm Bewässerungs-Höhe 287 mm, steigen aber bei 1000 mm Abwasser-Gabe auf fast 600 mm.

Die Bewässerungs-Periode im 3. Quartal 1975 erfolgte dagegen nach einem 2. Quartal, das als so naß einzustufen ist, daß zu Beginn der Bewässerung Ende Juni der Boden bis zur NSKO mit Wasser gesättigt war. Das Bewässerungs-Quartal selbst ist dagegen mit nur 108 mm Niederschlag statt normal 192 mm als nahezu extrem trocken zu bezeichnen. Bei einer Abwasser-Gesamt-Menge von 200 mm steigt die ETI in diesem Sommer nur unbedeutend um 9mm auf 296 mm an, bei 1000 mm Abwasser-Gabe um 27 mm auf 621 mm.

Die ETI-Höhe der 200 mm-AW14t-Variante kann als gering übernormal betrachtet werden, wie folgende Zusammenstellung erkennen läßt:

ETI für:

| | | mm |
|---|---|---|
| II. Quartal, | Ø Rotation Rüben/Weizen/Gerste auf Hildesheimer Schwarzerde (BEESE et.al., 4) | 240 |
| II. " , | Rüben auf Hildesheimer Schwarzerde (4) | 230 |
| III. " , | Ø Rotation " " " (4) | 211 |
| III. " , | Rüben " " " | 261 |
| II. " , | Laubwald " " " | 320 |
| III. " , | " " " " | 261 |
| II. " , | Gras-Lysimeter 1975 O-Variante (Tab. 3) | 135 |
| II. " , | " " " AWt 200- " Winter-Bewäss. | 220 |
| II. " , | " " " AW14t 200-" " " | 221 |
| II. " , | " " " aqua demin.200 " " | (145) |
| II.u.III. Quartal: 2 | | |
| | Gras-Lysimeter 1974 O-Variante (Tab. 3) | 208 |
| | " " " AWt 200- " Winter-Bewäss. | 209 |
| | " " " AW14t 200-" " " | 240 |
| | " " " aqua demin.200 " " | (186) |
| III. Quartal, | Gras-Lysimeter 1974 AW14t 200-Variante (Tab.6) | 287 |
| III. " | " " 1975 AW14t 200- " " | 296 |

Da der Düngungs-Effekt auf den AW14t-Sommer-Bewässerungs-Varianten eher geringer anzusetzen ist als auf den AW14t-Winter-Bewässerungs-Varianten, können die bei Sommer-Bewässerung erhöhten ETI-Raten einer "Luxus-Evapotranspiration" zuzuschreiben sein.

Dies wird bei Betrachtung der AW14t 1000 mm- Varianten deutlich:
ETI für:

| | mm |
|---|---|
| II. u. III. Quartal: 2 | |
| Gras-Lysimeter 1974, AW14t 1000, Winter-Bewäss. (Tab.3) | 260 |
| II. Quartal | |
| Gras-Lysimeter 1975, " " " " " | 255 |
| II. u. III. Quartal: 2 | |
| Gras-Lysimeter 1974, AWt 1000, " " " | 207 |
| II. Quartal | |
| Gras-Lysimeter 1975, " " " " " | 230 |
| III. Quartal | |
| Gras-Lysimeter 1974, AW14t 1000, Sommer-Bewäss. (Tab.6) | 594 |
| III. Quartal | |
| Gras-Lysimeter 1975, " " " " " | 621 |

ETI wird bei der Sommer-Bewässerung um ca. 140 % erhöht.
Eine Erklärung dieses Phänomens läßt sich aus Evapotranspirations-Messungen ableiten, die 1973 an Gras-Kästen durchgeführt wurden. Läßt man eine Gras-Narbe bei tiefem Grundwasser-Stand anwachsen und hebt man in Intervallen den Grundwasser-Spiegel bis an die Boden-Oberfläche, so lassen sich die ET-Raten über mehrere Tage hinweg auf ein Mehrfaches derjenigen Raten steigern, die in den Varianten erzielt werden, bei denen der Grundwasser-Spiegel in seiner ursprünglichen Tiefe belassen wurde.

Es ist anzunehmen, daß sich bei der sommerlichen Intervall-Bewässerung eine ähnliche "Luxus-Evapotranspirations-Situation" einstellt wie in den Test-Graskästen.

### 3.2.3.3 Gras-Erträge

Zu Beginn der ersten Bewässerungs-Phase im Sommer 1974 muß die Gras-Decke als "ungedüngt" betrachtet werden. Die Erträge liegen nach Tab. 7 etwa auf gleicher Höhe wie die der O-Varianten. Mit der Bewässerung steigt das Nährstoff-Angebot und die Erträge. Die ETI-Leistung wird also von einem Gras-Bestand erbracht, der gegenüber den im vorangegangenen Winter bewässerten Böden als geringer entwickelt einzustufen ist.

Tab. 7: Gras-Trocken-Erntemasse, bezogen auf den Ertrag der O-Variante (Löß-Lysimeter 1.5 m)

| Variante | ERNTE-TERMIN | | | | Summe |
|---|---|---|---|---|---|
| | 2.7.74 | 19.8.74 | 6.11.74 21.5.75 | 7.8.75+ | |
| O | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| AW14t 200 Sommer | 103 | 181 | 256 | 57 | 143 |
| AW14t 1000 Sommer | 90 | 359 | 923 | 240 | 340 |
| AW14t 200 Winter | 234 | 203 | 526 | 394 | 277 |
| AW14t 1000 Winter | 309 | 288 | 911 | 683 | 443 |
| AWt 200 Winter | 218 | 225 | 560 | 420 | 291 |
| AWt 1000 Winter | 367 | 366 | 1181 | 885 | 563 |

+ Werte geschätzt

Im Sommer 1975 haben die Gras-Erträge zwar infolge der Nährstoff-Zufuhr im vorausgegangenen Sommer aufgeholt, doch stehen sie wiederum eindeutig hinter den Winter-Bewässerungs-Varianten zurück, die im vorausgegangenen Winter mit der 2. Bewässerung auch eine 2. Nährstoff-Düngung erfahren haben.

Die am 7.8.75 auf den Sommer-Bewässerungs-Varianten festgestellten geringeren Erträge (Werte geschätzt) lassen sich u.U. mit einer durch die vorausgegangene üppige Vegetations-Entwicklung bedingten Nährstoff-Exhaustion erklären, die durch die einsetzende Sommer-Bewässerung noch nicht voll kompensiert worden ist.

### 3.2.4 Vergleich: Winter- und Sommer-Bewässerung

Geht man davon aus, daß sich eine Sommer-Bewässerung zweckmäßigerweise über das III. Quartal (Juli, August, September), eine Winter-Bewässerung mit der Rüben-Kampagne über das IV. Quartal (Oktober, November, Dezember) erstrecken sollte, und geht man ferner davon aus, daß in einer ersten Näherung die dabei anffallenden Sickerwasser-Spenden einen ersten Parameter für eine mögliche Grundwasser-Belastung darstellen, so müssen verallgemeinernde Aussagen auf einer Kalkulation des Witterungs-Einflusses als der nicht kontrollierbaren Größe aufbauen.

Für eine Sommer-Bewässerung kann folgendes gelten:
Das II. Quartal erzeugt in einem Witterungs-Normal-Jahr bis zum Ende Juni ein NSKO-Defizit von 60 mm, in einem Trockenjahr eins von ca. 70 mm. Nasse II. Quartale können - wie das im Jahr 1975 der Fall war - zu Ende Juni eine volle Absättigung der NSKO verursachen.

Im Folgenden wird kalkuliert, wie sich eine unterschiedliche Kombination von feuchten (f), normalen (n) und trockenen (t) II. und III. Quartalen auf die Sickerwasser-Spende auswirken kann, wenn über das III. Quartal hinweg Bewässerungs-Mengen von 200 bzw. 1000 mm ausgebracht werden. Dazu werden zunächst Erfahrungs-Werte für die ETI von ungedüngten Gras-Decken eingesetzt wie sie z.B. von HAASE et.al. (29) gemessen oder berechnet wurden.

Für die Niederschlags-Höhe im III. Quartal kann unter den südniedersächsischen Verhältnissen gelten:

f 288 mm (50 % über "normal"),
n 192 mm (1974: 142 mm)
t 96 mm (50 % unter "normal") (1975: 108 mm)

Für die ETI-Höhe wird eingesetzt:

f 180 mm n 275 mm t 300 mm

Danach ergeben sich folgende Sickerwasser-Abfluß-Höhen bei folgenden Witterungs-Kombinationen im II. und III. Quartal für Bewässerungs-Höhen von 200 und 1000 mm:

| | II/III | 200 | 1000 |
|---|---|---|---|
| | t/t | - 74 | 726 |
| | n/t | - 64 | 736 |
| | f/t | - 4 | 796 |
| | t/n | 47 | 847 |
| | n/n | 57 | 857 |
| | f/n | 117 | 917 |
| | t/f | 230 | 1030 |
| | n/f | 240 | 1040 |
| | f/f | 300 | 1100 |
| 1974 | n/t-n | 33 | 619 |
| 1975 | f/t | 8 | 475 |

Die durchgeführten Bewässerungs-Versuche zeigen, daß bei einer Abwasser-Gabe von 200 mm mit 14-täglichen Intervallen die kalkulierten Werte erreicht wurden, bzw. eine etwas höhere Sickerwasser-Spende auftrat.

Bei Abwasser-Gaben von 1000 mm liegt dagegen die Sickerwasser-Spende um 120 - 290 mm unter den kalkulierten Werten. Ursache hierfür ist die aus Tab. 7 ersichtliche hohe ETI-Rate aufgrund des "Luxus-Wasser-Konsums" bei stoßweiser Bewässerung. Sie vermag offenbar den zweifellos auch hier gegebenen Vorlauf von ungespanntem Sickerwasser dadurch überzukompensieren, daß sie zu einer stärkeren Wasser-Exhausion des Oberbodens führt, wodurch der Betrag des $H_2O$-downward-displacement reduziert wird.

Für eine Winter-Bewässerung sind folgende Kalkulationen anzustellen: Das NSKO-Defizit zu Beginn des Bewässerungs-Quartals IV, also Anfang Oktober, hängt vom Witterungs-Verlauf in den Quartalen II und III ab. Es lassen sich etwa folgende Werte einsetzen:

| Quartal II | | Quartal III | Δ NSKO Beginn Quartal IV mm |
|---|---|---|---|
| f | - | f | 0 |
| f | - | n | 50 |
| n | - | n | 110 |
| n | - | t | 120 |

Der Witterungs-Verlauf aufgrund der Niederschlags-Höhe im Bewässerungs-Quartal IV kann wie folgt charakterisiert werden (S-Niedersachsen):

f 288 mm (100 % über "normal") (1974/75: 244 mm)
n 144 mm
t 72 mm ( 50 % unter "normal") (1973/74: 98 mm)

Für die ETI-Höhen sind einzusetzen:

f 15 mm n 55 mm t 70 mm

Für die verschiedenen Kombinationen der Quartals-Witterung ergeben sich daraus bei Bewässerungs-Höhen von 200 und 1000 mm folgende Sickerwasser-Abfluß-Höhen:

| | Q II-Q III/Q IV | | 200 | 1000 |
|---|---|---|---|---|
| | n - n / t | | 92 | 892 |
| | f - n / t | | 152 | 952 |
| | f - f / t | | 202 | 1002 |
| | n - n / n | | 179 | 979 |
| | f - n / n | | 239 | 1039 |
| | f - f / n | | 289 | 1089 |
| | n - n / f | | 363 | 1163 |
| | f - n / f | | 423 | 1223 |
| | f - f / f | | 473 | 1273 |
| 74/75 | n - t/n / f | tägl. | 263 | 898 |
| | | 14tägl. | 186 | 857 |
| 73/74 | f - f / n-t | tägl. | 233 | 1037 |
| (ohne Vegetation) | | 14tägl. | 234 | 852 |

Auch hier liegen die gemessenen Sickerwasser-Spenden bei einer Abwasser-Gabe von 200 mm im Rahmen der Kalkulation, während bei 1000 mm Abwasser-Gabe die kalkulierten Werte überwiegend unterschritten werden. Als Ursache dafür müssen auch während der Winter-Bewässerung höhere ETI-Verluste angesetzt werden. Sie können - und dafür liefert bislang nur die Versuchs-Phase 1974/75 mit gut entwickeltem Gras-Bestand verwendbare Bezugs-Werte - bei der 1000 mm-Variante um 143 mm höher liegen als bei der 200 mm-Variante, was eine entsprechende Reduktion der Sickerwasser-Spende bedeutet.

Vergleich: Grundsätzlich muß bei einer Bewässerung im Quartal IV mit höheren Sickerwasser-Spenden gerechnet werden als bei einer Bewässerung im Quartal III. Dies würde von vornherein im Hinblick auf eine Verminderung der Sickerwasser-Spende für die Sommer-Bewässerung sprechen.

Hinzu kommt der Umstand, daß der durch eine Steigerung der Bewässerungs-Gabe im Sommer festgestellte ETI-Zuwachs (120 - 290 mm) als innerhalb dieser Grenzen reproduzierbar betrachtet werden kann, während im Herbst und Winter gemessene ETI-Gewinne in Abhängigkeit von dem sehr variablen Verdunstungs-Anspruch der Troposphäre im IV. und I. Quartal mit sehr großen Unsicherheiten belastet sind.

Somit ergibt sich für Löß-Parabraunerden aufgrund der Messungen wie aufgrund der angestellten Kalkulationen im Hinblick auf die Verringerung der Sickerwasser-Spenden eine eindeutige generelle Überlegenheit der Abwasser-Landbehandlung in den Sommer-Monaten (III. Quartal) vor der Ausbringung im IV. Quartal. Unter Berücksichtigung der speziellen Witterungs-Abläufe ist es jedoch möglich, auch im Herbst und Winter zu hydrologischen Bilanzen zu kommen, die sich den im Sommer erzielbaren anpassen. Ein Bemessungs-Nomogramm hierzu wird im Anhang gegeben.

## 3.3 SAND-MODELL-BODEN ("SAND")

### 3.3.1 Variante BRBR (Herbst/Winter-Bewässerung)

Die Versuchsphasen und die Witterungs-Bedingungen sind mit denen der Löß-Parabraunerde identisch. Die Phase I, beim Löß die Phase der Auffüllung der NSKO, entfällt hier, da der Modell-Sand-Boden bei der Einfüllung in die Lysimeter mit 10 l (1 m-Lysimeter) bzw. 20 l (2 m-Lysimeter) Leitungs-Wasser durchschlämmt wurde, so daß seine NSKO bereits eingestellt war. Die Tabellen 8 und 9 beginnen daher mit der 1. Winter-Bewässerungs-Phase (II).

Wegen seiner höheren Wasser-Durchlässigkeit und geringeren Speicher-Kapazitäten reagierte der Sand wesentlich rascher auf alle Niederschlags-Ereignisse mit der Einsickerung und der Grundwasser-Spende als der Löß: Bei den höchsten Wasser-Gaben (AWt14 1000), die in Tages-Dosen von ca. 4 x 40 mm ausgebracht werden mußten, versickerten die 40 mm-Raten jeweils innerhalb von 15 - 30 Minuten. Im Gegensatz zu den Löß-Parabraunerden, bei denen bereits 2 1/2 Minuten nach Bewässerungs-Beginn bei hohen Bewässerungs-Intensitäten die Sickerwasser-Spende infolge Wasser-Abflusses in Grob-Poren einsetzte, erfolgte beim Sand die Grundwasser-Spende offensichtlich nur auf dem Wege einer m.o.w. homogenen Abwärts-Verdrängung. Die Grundwasser-Spende setzte erst nach 11 - 12 Stunden bei 1 m Grundwasser-Spiegel-Tiefe (GWS) und nach 22 - 24 Stunden bei 2 m GWS ein. Die Grundwasser-Spende klang dann allerdings innerhalb eines Tages nach Ende der Bewässerung bereits wieder ab. Die daraus berechneten durchschnittlichen Kf-Werte betragen für den Modell-Sand-Boden ca. $2{,}1 \times 10^2$ cm/d. In der 2. Bewässerungs-Phase (IV) wurde die Einsickerungs-Intensität durch den Gras-Bewuchs etwas reduziert.

Im Gegensatz zur Löß-Parabraunerde traten nur geringe bodenstrukturelle Unterschiede zwischen den Abwasser-Varianten und den aqua demin.-Varianten auf. Lediglich bei den Varianten mit hoher Abwasser-Gabe bildeten sich feine Kalkkrusten auf der Boden-Oberfläche.

Tab. 8: Teil-Wasser-Bilanzen der Versuchs-Variante Sand,
1 m Lysimeter-Tiefe

Tab. 9: Teil-Wasser-Bilanzen der Versuchs-Variante Sand,
2 m Lysimeter-Tiefe

Phase II : 18.12.73 - 14.3.74
Winter-Bewässerung
ohne Bewuchs

Phase III: 15.3.74 - 10.10.74
Sommer-Ruhe unter natürlichen Witterungs-Bedingungen
mit heranwachsendem, dann vollem, 2 mal geschnittenem Gras-Bewuchs

Phase IV : 11.10.74 - 2.1.75
Herbst/Winter-Bewässerung
mit Gras-Bewuchs

Phase V : 3.1.75 - 26.6.75
Sommer-Ruhe unter natürlichen Witterungs-Bedingungen
Gras-Bewuchs, 2 mal geschnitten

Tabelle 8

| 1 m | Kontr. | Abwasser, täglich | | | | Abwasser, 14-tägl. | | | | Demin.Wasser, tägl. | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Zugabe mm | 0 | 100 | 200 | 500 | 1000 | 100 | 200 | 500 | 1000 | 100 | 200 | 500 | 1000 |
| Phase II | | | | | | | | | | | | | |
| N(w) | 0 | 99 | 198 | 498 | 996 | 99 | 198 | 498 | 990 | 99 | 198 | 498 | 996 |
| N(p) | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 |
| N(Ges) | 93 | 192 | 291 | 591 | 1089 | 192 | 291 | 591 | 1083 | 192 | 291 | 591 | 1089 |
| S | 77 | 149 | 233 | 556 | 1007 | 157 | 267 | 561 | 1032 | 147 | 242 | 525 | 1049 |
| E | 16 | 43 | 59 | 36 | 83 | 36 | 24 | 30 | 51 | 46 | 50 | 66 | 40 |
| R | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Phase III | | | | | | | | | | | | | |
| N(p)=N(Ges) | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 |
| S | 27 | 35 | 35 | 36 | 26 | 21 | 26 | 29 | 32 | 43 | 39 | 60 | 51 |
| ETI | 332 | 348 | 374 | 359 | 366 | 370 | 370 | 342 | 397 | 291 | 297 | 277 | 291 |
| R | -52 | -76 | -102 | -88 | -85 | -84 | -89 | -64 | -120 | -27 | -29 | -30 | -35 |
| Phase IV | | | | | | | | | | | | | |
| N(w) | 0 | 99 | 198 | 498 | 995 | 99 | 198 | 498 | 996 | 99 | 198 | 498 | 995 |
| N(p) | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 |
| N(Ges) | 230 | 329 | 428 | 728 | 1225 | 329 | 428 | 728 | 1226 | 329 | 428 | 728 | 1225 |
| S | 168 | 246 | 305 | 598 | 1129 | 224 | 313 | 625 | 1064 | 291 | 384 | 689 | 1176 |
| ETI | 10 | 17 | 21 | 42 | 11 | 18 | 21 | 40 | 42 | 11 | 15 | 9 | 14 |
| R | +52 | +76 | +102 | +88 | +85 | +84 | +89 | +64 | +120 | +27 | +29 | +30 | +35 |
| Phase V | | | | | | | | | | | | | |
| N(p)=N(Ges) | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 |
| S | 209 | 165 | 125 | 117 | 102 | 150 | 122 | 62 | 52 | 214 | 209 | 214 | 224 |
| ETI | 115 | 159 | 199 | 207 | 222 | 174 | 202 | 262 | 272 | 110 | 115 | 110 | 100 |

Tabelle 9

| 2 m | Kontr. | AWt Abwasser, täglich | | | | AW14t Abwasser, 14-tägl. | | | | DWt Demin.Wasser, tägl. | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Zugabe mm | 0 | 100 | 200 | 500 | 1000 | 100 | 200 | 500 | 1000 | 100 | 200 | 500 | 1000 |
| Phase II | | | | | | | | | | | | | |
| N(w) | 0 | 99 | 198 | 498 | 996 | 99 | 198 | 498 | 990 | 99 | 198 | 498 | 996 |
| N(p) | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 | 93 |
| N(Ges) | 93 | 192 | 291 | 591 | 1089 | 192 | 291 | 591 | 1083 | 192 | 291 | 591 | 1089 |
| S | 80 | 175 | 261 | 572 | 1048 | 179 | 283 | 574 | 1011 | 178 | 275 | 568 | 1045 |
| E | 13 | 17 | 30 | 19 | 41 | 13 | 8 | 17 | 72 | 14 | 16 | 23 | 44 |
| R | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Phase III | | | | | | | | | | | | | |
| N(p)=N(Ges) | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 | 307 |
| S | 30 | 57 | 64 | 61 | 67 | 53 | 67 | 57 | 41 | 70 | 57 | 66 | 73 |
| ETI | 328 | 349 | 357 | 373 | 394 | 348 | 343 | 346 | 397 | 311 | 309 | 314 | 316 |
| R | -51 | -99 | -114 | -127 | -154 | -94 | -103 | -96 | -131 | -74 | -59 | -73 | -82 |
| Phase IV | | | | | | | | | | | | | |
| N(w) | 0 | 99 | 198 | 498 | 995 | 99 | 198 | 498 | 996 | 99 | 198 | 498 | 995 |
| N(p) | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 |
| N(Ges) | 230 | 329 | 428 | 728 | 1225 | 329 | 428 | 728 | 1226 | 329 | 428 | 728 | 1225 |
| S | 133 | 214 | 276 | 575 | 1040 | 200 | 280 | 582 | 1062 | 225 | 346 | 651 | 1132 |
| ETI | 46 | 16 | 38 | 26 | 31 | 35 | 45 | 50 | 33 | 30 | 23 | 4 | 11 |
| R | +51 | +99 | +114 | +127 | +154 | +94 | +103 | +96 | +131 | +74 | +59 | +73 | +82 |
| Phase V | | | | | | | | | | | | | |
| N(p)=N(Ges) | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 | 324 |
| S | 233 | 186 | 127 | 145 | 135 | 185 | 127 | 88 | 68 | 243 | 246 | 245 | 252 |
| ETI | 91 | 138 | 197 | 177 | 189 | 137 | 197 | 236 | 256 | 81 | 78 | 79 | 72 |

Phase II, Winter-Bewässerung 1973/74: Der noch unbewachsene Sand zeigt infolge seiner geringeren Wasser-Speicher-Kapazität in Oberflächen-Nähe und seines geringen kapillaren Nachlieferungs-Vermögens eine geringere E-Höhe als die Löß-Parabraunerde (Ø 55 mm):

| | | |
|---|---|---|
| E | Ø 15 mm | 0-Varianten und 2 m/100 mm-Variante |
| E | 15 - 20 - 56 mm | 2 m/100 - 200, 500 - 1000 mm-Variante |
| E | 30 - 44 - 58 mm | 1 m/100 - 200, 500 - 1000 mm-Variante |

Mit Steigerung der Bewässerungs-Mengen steigt auch hier die Evaporations-Höhe. Der höher liegende Grundwasser-Spiegel in den 1 m-Lysimetern fördert die Evaporation offenbar dadurch, daß hier der kapillare Wasser-Sättigungs-Zustand des Bodens größer als in den 2 m-Lysimetern ist.

Phase III, Frühjahrs- und Sommer-Ruhe 1974: Unter dem heranwachsenden, später vollen Gras-Bewuchs wurden folgende Durchschnitts-ETI-Höhen gemessen:

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Sand | 0 / 1 + 2 m | 330 mm | Löß 1.5 m | 417 mm |
| " | AW / 1 + 2 m | 348 mm bis 397 mm | | 417 mm bis 519 mm |
| " | DW / 1 m | 289 mm | | 369 mm |
| " | " 2 m | 313 mm | | |

Der Düngungs-Effekt des im Winter zugegebenen Abwassers auf die Entwicklung der Gras-Decke und die mit der Höhe der Abwasser-Gabe gesteigerte Trockenmasse-Produktion (vgl. Tab. 10) spiegeln sich in der Steigerung der ETI-Raten wider. Die Art der vorausgegangenen Bewässerung - täglich oder in 14-Tage-Intervallen - und die Grundwasser-Tiefe beeinflussen dabei die ETI-Höhe nur wenig - obwohl die Trockenmassen-Erträge bei 1 m Grundwasser-Tiefe fast durchweg höher liegen (max. 14 % bei AW14t 1000) als bei 2 m Grundwasser-Tiefe und die Steigerung der TRM-Erträge unterschiedlich ist.

Ähnlich markant wie bei der Löß-Parabraunerde ist auch hier wieder die Depression der ETI und der Ertrags-Leistung durch die Bewässerung mit demineralisiertem Wasser und die dadurch bewirkte

Tab. 10: Gras-Ernte-Trockenmassen, absolut und relativ, auf dem Sand-Modell-Boden
Variante: Herbst/Winter-Bewässerung
+) Werte nach O-Variante geschätzt

| Variante | | LYSIMETER 1 m | | | | | LYSIMETER 2 m | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ERNTE-TERMINE | | | | Summe 1974+75 | ERNTE-TERMINE | | | | Summe 1974+75 |
| | | 2.7.74 | 19.8.74 | 21.5.75 | 7.8.75 | | 2.7.74 | 19.8.74 | 21.5.75 | 7.8.75 | |
| O | g/Lysim. | 17,94 | 17,58 | 7,30 | 6,80 | 49,62 | 11,45 | 27,10 | 8,70 | 7,30 | 54,55 |
| | Bezugs % | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 100 AWt | | 210 | 114 | 378 | 284 | 211 | 245 | 78 | 327 | 274 | 187 |
| 200 AWt | | 288 | 147 | 818 | 615 | 361 | 364 | 123 | 634 | 529 | 310 |
| 500 AWt | | 344 | 224 | 1572 | 1182 | 597 | 473 | 165 | 1007 | 841 | 455 |
| 1000 AWt | | 325 | 241 | 1917 | 1440 | 682 | 432 | 189 | 1571 | 1312 | 611 |
| 100 AW14t | | 220 | 130 | 321 | 241 | 205 | 284 | 98 | 291 | 243 | 187 |
| 200 AW14t | | 268 | 181 | 779 | 585 | 356 | 391 | 139 | 580 | 485 | 309 |
| 500 AW14t | | 327 | 244 | 1669 | 1254 | 622 | 441 | 148 | 1206 | 1008 | 493 |
| 1000 AW14t | | 434 | 315 | 1945 | 1461 | 755 | 520 | 212 | 1231 | 1028 | 549 |
| 100 DWt | | 82 | 38 | 95 | 71 | 67 | 115 | 92 | 92 | 77 | 95 |
| 200 DWt | | 131 | 51 | 92 | 69 | 88 | 111 | 72 | 92 | 77 | 84 |
| 500 DWt | | 62 | 44 | 120 | 88 | 66 | 85 | 47 | 89 | 74 | 65 |
| 1000 DWt | | 59 | 41 | 125 | 84 | 63 | 73 | 31 | 96 | 80 | 57 |

Nährstoff-Auswaschung. Dabei wirkt sich die Exhaustion bei 2 m Grundwasser-Tiefe zunächst noch weniger stark aus als bei 1 m Grundwasser-Tiefe.

Phase IV, Herbst/Winter-Bewässerung 1974/75: In diesem nassen 4. Jahres-Quartal sind die ETI-Höhen - wie bei den Löß-Parabraunerden mit geringem Bewuchs - sehr niedrig. Sie liegen ebenfalls zwischen 10 und 50 mm, ohne daß sich eine klare Abhängigkeit von den Versuchs-Varianten herausstellen läßt. Eine gewisse Abhängigkeit vom Entwicklungs-Zustand der Gras-Decke deutet sich vage an.

Phase V, Frühjahrs- und Sommer-Ruhe 1975: In diesem zuerst sehr feuchten, dann sehr trockenen Sommer macht sich in den ETI-Höhen deutlich der Einfluß der Grundwasser-Spiegel-Tiefe (GWS) und die Steigerung des im vorausgegangenen Winter mit dem Abwasser verabfolgten Nährstoff-Angebotes bemerkbar: ETI mm

| Variante | GWS 2 m | GWS 1 m | Löß-Parabraunerde |
|---|---|---|---|
| 0 | 91 | 115 | 221 |
| AWt (100-1000) | 138-189 | 159-222 | 230-241 |
| AW14t (100-1000) | 137-256 | 174-272 | 231-278 |
| DWt (100-1000) | 81- 72 | 110-100 | 154-135 |

Wie bei der Löß-Parabraunerde wirkt auch beim Sand die im Winter durchgeführte Intervall-Bewässerung ETI-steigernd, ohne daß hierfür bislang eine kausale Erklärung gegeben werden kann. Auch hier ergibt sich wieder keine Beziehung zu dem oberirdischen Gras-Wuchs, wie ein Vergleich mit Tab. 10 zeigt.

Eine zunehmende Tiefe des GWS vermindert die ETI-Höhe beträchtlich. Auch hier läßt sich wieder keine signifikante Beziehung zur Trockenmasse-Bildung des Gras-Bewuchses herstellen, obwohl generell - besonders bei den Versuchs-Varianten "200, 500 und 1000 mm Abwasser" bei 1 m GWS mehr TRM gebildet wurde als bei 2 m GWS (max. 33 % mehr bei AW14t 1000).

Tab. 11 ermöglicht einen Summen-Vergleich der Wasserhaushalts-Bilanz-Werte der grasbewachsenen Böden des Herbst-Winter-Bewässerungs-Versuches für die Versuchs-Phasen III, IV und V.

Tab. 11: Gesamt-Wasser-Bilanz des Sand-Modell-Bodens bei 1 m und 2 m Grundwasser-Spiegel-Tiefe für den Zeit-Abschnitt 15.3.74 bis 26.6.75, Versuchs-Phasen III, IV u. V.
Variante: Herbst/Winter-Bewässerung
Angaben in mm Wasser-Höhe

| | | G W S 1 m | | | G W S 2 m | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Variante | N(ges) | S | ETI | Diff. zu O-Var. | S | ETI | Diff. zu O-Var. |
| 0 | 861 | 404 | 457 | 0 | 396 | 465 | 0 |
| 100 AW t | 960 | 446 | 514 | + 68 | 457 | 503 | + 38 |
| 200 AW t | 1059 | 465 | 594 | +137 | 467 | 592 | +127 |
| 500 AW t | 1359 | 751 | 608 | +151 | 781 | 578 | +113 |
| 1000 AW t | 1856 | 1257 | 599 | +142 | 1242 | 614 | +149 |
| 100 AW14 | 960 | 395 | 565 | +108 | 438 | 522 | + 57 |
| 200 AW14 | 1059 | 461 | 598 | +141 | 474 | 585 | +120 |
| 500 AW14 | 1359 | 716 | 643 | +186 | 727 | 632 | +167 |
| 1000 AW14 | 1856 | 1148 | 708 | +251 | 1171 | 685 | +220 |
| 100 DW t | 960 | 548 | 412 | - 45 | 538 | 422 | - 43 |
| 200 DW t | 1059 | 632 | 427 | - 30 | 649 | 410 | - 55 |
| 500 DW t | 1359 | 963 | 396 | - 61 | 962 | 397 | - 68 |
| 1000 DW t | 1856 | 1451 | 405 | - 52 | 1457 | 399 | - 66 |

Dieser Zeit-Abschnitt umfaßt die witterungsnormalen bis trockenen Ruhe-Quartale II und III 1974, das sehr feuchte Bewässerungs-Quartal IV 1974, das trockene 1. Quartal und das feuchte 2. Quartal (Ruhe-Quartale) 1975.

Die Zusammenstellung unterstreicht noch einmal die diskutierten Einzel-Ergebnisse: Bei einer Grundwasser-Spiegeltiefe von 2 m wird - abgesehen von einigen Ausnahmen - fast durchweg mehr Sickerwasser gebildet als bei 1 m GWS-Tiefe. Besonders in der Intervall-Bewässerungs-Variante sind die Unterschiede beträchtlich. Sie betragen 11 bis 43 mm. Die Ursachen sind in dem bei 1 m GWS-Tiefe höheren Bodenwasser-Sättigungs-Grad und damit einer besseren Ausschöpfbarkeit durch den atmosphärischen Verdunstungs-Anspruch zu suchen.

Neben der ETI-Steigerung durch die gesteigerte Abwasser-Gabe wird wieder das Weniger an Grundwasser-Spende und das Mehr an ETI-Verlusten bei Intervall-Bewässerung gegenüber täglicher Bewässerung deutlich - ohne daß, wegen Fehlens von Struktur-Messungen an den bislang noch intakt gelassenen Lysimetern, dafür eine kausale Deutung gegeben werden kann. Die ETI-Differenzen sind beträchtlich. Sie steigern sich bei den 1000 mm-Abwasser-Varianten auf 104 mm (1 m GWS) bzw. 71 mm (2 m GWS).

### 3.3.2 Variante RBRB (Sommer-Bewässerung)

Tab. 12 gibt einen Überblick über die Wasser-Teil-Bilanzen der einzelnen Versuchs-Phasen, die wieder mit denen der Löß-Parabraunerde identisch sind.

In den Ruhe-Phasen A und C wiederholt sich die schon bei den Winter-Bewässerungs-Versuchen herausgestellte Erscheinung: Bei 2 m GWS-Tiefe ist die ETI-Höhe um 4 bis 13 % geringer als bei 1 m GWS-Tiefe.

In den sommerlichen Bewässerungs-Phasen kehrt sich dagegen das Bild um: Die ETI-Höhe bei 2 m GWS-Tiefe übersteigt die bei 1 m GWS-Tiefe um 5 bis 14 %. Eine Erklärung hierfür muß davon aus-

Tab. 12 : Teil-Wasser-Bilanzen des Sand-Modell-Bodens,
Grundwasser-Spiegel-Tiefe 1 m und 2 m
Versuchs-Variante: Sommer-Bewässerung
Angaben in mm Wasser-Höhe
+) berechnet nach "klimatischer Wasserbilanz"

| Phase | von bis | Behandlung | | G W S 1 m | | | G W S 2 m | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | O | AW 14 200 | AW 14 1000 | O | AW 14 200 | AW 14 1000 |
| A | 18.12.73 | Ruhe, nat, | N(p) | | 347 | | | 347 | |
| | 9. 7.74 | Witterung | S | | 103 | | | 127 | |
| | | ohne, dann | E/ETI | | 244 | | | 220 | |
| | | mit Gras | | | | | | | |
| B | 10. 7.74 | Bewässe- | N(w) | 0 | 198 | 990 | 0 | 198 | 990 |
| | 10.10.74 | rung | N(p) | 122 | 122 | 122 | 122 | 122 | 122 |
| | | Gras | N(ges) | 122 | 320 | 1112 | 122 | 320 | 1112 |
| | | | S | 0 | 85 | 755 | 0 | 73 | 686 |
| | | | ETI | 162+) | 254 | 417 | 172+) | 274 | 475 |
| | | | R | -40+) | -19 | -60 | -50+) | -27 | -49 |
| C | 11.10.74 | Ruhe | N(p) | 551 | 551 | 551 | 551 | 551 | 551 |
| | 26. 6.75 | natürl. | S | 377 | 392 | 243 | 365 | 389 | 286 |
| | | Witterung | ETI | 134 | 140 | 248 | 136 | 135 | 216 |
| | | Gras | R | +40 | +19 | +60 | +50 | +27 | +49 |
| A + B | 18.12.73 | | N(w) | 0 | 198 | 990 | 0 | 198 | 990 |
| + C | 26. 6. 75 | | N(p) | 1020 | 1020 | 1020 | 1020 | 1020 | 1020 |
| | | | N(ges) | 1020 | 1218 | 2010 | 1020 | 1218 | 2010 |
| | | | S | 480 | 580 | 1101 | 492 | 589 | 1099 |
| | | | ETI | 540 | 638 | 909 | 528 | 629 | 911 |
| D | 27.6. 75 | Bewässe- | N(w) | 0 | 198 | 990 | 0 | 198 | 990 |
| | 14.10.75 | rung | N(p) | 141 | 141 | 141 | 141 | 141 | 141 |
| | | Gras | N(ges) | 141 | 339 | 1131 | 141 | 339 | 1131 |
| | | | S | 15 | 120 | 800 | n.b. | 106 | 783 |
| | | | ETI | 126 | 219 | 331 | n.b. | 233 | 348 |
| A + B | 18.12.73 | | N(w) | 0 | 396 | 1980 | 0 | 396 | 1980 |
| +C | 14.10.75 | | N(p) | 1161 | 1161 | 1161 | 1161 | 1161 | 1161 |
| +D | | | N(ges) | 1161 | 1557 | 3141 | 1161 | 1557 | 3141 |
| | | | S | 495 | 700 | 1901 | n.b. | 695 | 1882 |
| | | | E/ETI | 666 | 857 | 1240 | n.b. | 862 | 1259 |

Tab. 13: Gras-Ernte-Trockenmasse auf den Modell-Sandböden, absolut und relativ,
Grundwasser-Spiegeltiefe 1 und 2 m
Versuchs-Variante: Sommer-Bewässerung
+) relativ zu den O-Varianten geschätzt

| Versuchs-Variante | | GWS 1 m | | | | | | GWS 2 m | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | E R N T E - T E R M I N E | | | | | | E R N T E - T E R M I N E | | | | | |
| | | 1974 | | | 1975 | | Summe | 1974 | | | 1975 | | Summe |
| | | 2.7. | 19.8. | 6.11. | 21.5. | 7.8.+) | | 2.7. | 19.8. | 6.11. | 21.5. | 7.8.+) | |
| O | g/Lysimeter | 17,94 | 17,58 | | 7,30 | 6,80 | 49,62 | 11,45 | 27,10 | | 8,70 | 7,30 | 54,55 |
| O | Bezugs-% | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| AW14t 200 | " | 78 | 157 | 437 | | 112 | 164 | 119 | 129 | 368 | | 92 | 160 |
| AW14t 1000 | " | 91 | 390 | 1488 | | 413 | 446 | 74 | 252 | 1250 | | 292 | 379 |

gehen, daß bei 2 m GWS-Tiefe die Speicher-Kapazität des Bodens für das zugegebene Abwasser höher ist, so daß dem Gras-Bestand ein höherer ausschöpfbarer Wasser-Vorrat im Wurzel-Raum zur Verfügung steht.

Die ETI-Höhe des Sandes ist bei der Sommer-Bewässerung beträchtlich. Sie erreicht bei 1000 mm Bewässerungs-Höhe ca. 80 % der ETI der Löß-Parabraunerde, bei 200 mm Bewässerungs-Höhe sogar 88 - 95 %. Allerdings ist sie stärker abhängig von der Entwicklung des Gras-Bestandes, wie das Beispiel Sommer-Bewässerung 1975 zeigt, wo die ETI-Höhe nach dem feuchten II. Quartal in dem sehr trockenen Bewässerungs-Quartal III nur ca. 74 % bzw. 50 % der ETI-Höhe der Löß-Parabraunerde erreicht. Tab. 13 läßt erkennen, daß der Gras-Trockenmasse-Zuwachs im III. Quartal in den 200 mm-Bewässerungs-Varianten geringer als im Vorjahr ist. Bei den 1000 mm-Varianten ist er zwar höher, doch zeigte die visuelle Beobachtung, daß er sich erst mit Verzögerung im Laufe der düngenden Bewässerung einstellte und daher nicht wesentlich zu einer Steigerung der ETI-Summe beitragen konnte.

### 3.3.3 Vergleich: Winter- und Sommer-Bewässerung

Legt man wieder allein die prozentuale Sickerwasser-Spende der Bewässerungs-Varianten als mögliches Maß für eine Grundwasser-Belastung zugrunde, so ergibt sich folgendes:

Eine wesentliche Verminderung der Sickerwasser-Spende ist bei dem Modell-Sand-Boden, der eine geringe Wasser-Speicher-Kapazität besitzt, nur über eine Bewässerung in Phasen mit einer starken ETI-Leistung eines gut entwickelten Pflanzen-Bestandes, d.h. nur durch Sommer-Bewässerung zu erreichen.

Tab. 14 liefert aufgrund nomographischer Auswertungen Kalkulations-Daten für die prozentuale Sickerwasser-Spende des Sandbodens. Sie gilt als vorläufiger Ansatz für eine nach längerer Versuchs-Dauer eingestellte Gleichgewichts-Situation.

Tab. 14: Sickerwasser-Austrag in % des Gesamt-Wassereintrags,
Modell-Sand-Boden, 1 und 2 m Grundwasser-Spiegel-Tiefe
Herbst/Winter- und Sommer-Bewässerung
Nomographische Kalkulation

| Bewäss. | Gras-Bewuchs | Varianten | GWS m | Gesamt-Wasser-Eintrag (N(w) + N(p) = N(Ges) mm Wasser-Höhe | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | 100 | 300 | 500 | 700 | 900 | 1000 | 1200 |
| HERBST | st | O, AWt, AW14t | 1 | 71 | 75 | 79 | 84 | 87 | 89 | 92 |
| | | " " " | 2 | 55 | 61 | 68 | 73 | 78 | 80 | 85 |
| WINTER | schw | DWt | 1 | 83 | 88 | 92 | 94 | 95 | 96 | 96 |
| IV. Q. | | " | 2 | | 76 | 84 | 89 | 91 | 92 | 92 |
| | ohne | O, AWt, AW14t, DWt | 1 | 83 | 88 | 93 | 97 | | | |
| | | " " " " | 2 | 86 | 94 | 96 | 97 | | | |
| SOMMER | st | O, AWt, AW14t | 1 | 0 | 30 | 45 | 55 | 63 | 67 | 72 |
| | | " HWt, " | 2 | 0 | 25 | 40 | 50 | 59 | 66 | 68 |
| III.Q. | schw | DW | 1 | | 66 | | | | | |
| | | " | 2 | | 76 | | | | | |

In Herbst/Winter-Bewässerungs-Systemen erfolgt bei 2 m GWS-Tiefe eine geringere Sickerwasser-Spende als bei 1 m GWS-Tiefe, jedoch nur unter Bewuchs. Ursache für die Differenz ist das am Ende des Sommer-Halbjahres durch die pflanzliche Bodenwasser-Exhaustion bewirkte größere NSKO-Defizit des Bodens bei 2 m GWS-Tiefe.

Ohne diese vorausgegangene Ausschöpfung, d.h. bei sehr geringer oder fehlender Gras-Decke ist die Situation umgekehrt: Infolge geringerer Winter-ETI liefern die 2 m-Lysimeter relativ mehr Grundwasser.

Unter Sommer-Bewässerung ist infolge hoher ETI-Beträge, besonders bei 2 m GWS-Tiefe, die relative Sickerwasser-Spende stark reduziert. Um etwa dieselbe Sickerwasser-Abfluß-Höhe zu erreichen, muß die Gesamt-Wasser-Eingabe in einem Sommer-Quartal etwa um 200 mm höher sein als in einem Herbst/Winter-Quartal. Wichtig ist aber auch hierbei wieder der Hinweis, daß diese Aussage nur für gedüngte, gut entwickelte Gras-Bestände gilt.

Somit läßt sich zusammenfassend für den Sand-Modell-Boden feststellen, daß allein im Hinblick auf die prozentuale Sickerwasser-Spende die Bewässerung mit Abwasser und die damit gegebene Düngung gegenüber der Bewässerung mit demineralisiertem Wasser zwar auch im Herbst und Winter über eine erhöhte ETI eine Reduktion der Sickerwasser-Abfluß-Höhe verursacht, daß diese aber im Vergleich zu der im Sommer möglichen Reduktion sehr gering ist. Dies würde beim Sand-Modell-Boden noch stärker als bei der Löß-Parabraunerde zugunsten einer Sommer-Abwasser-Landbehandlung sprechen. Zur Erzielung gleicher Sickerwasser-Spenden kann der sommerliche Quartals-Gesamtwasser-Eintrag um ca. 200 mm größer sein als der winterliche.

Zur Erzielung gleicher Sickerwasser-Spenden kann ferner bei 2 m GWS-Tiefe und gut entwickeltem Gras-Bestand der sommerliche Quartals-Gesamtwasser-Eintrag um ca. 30 mm, der winterliche um 50 - 80 mm (abhängig von steigender Bewässerungs-Höhe) höher sein als bei 1 m GWS-Tiefe.

## 3.4 VERGLEICH: LÖSS-PARABRAUNERDE UND SAND-MODELL-BODEN

Während sich die vorstehenden Betrachtungen hauptsächlich auf das Verhalten des Sand-Bodens während der Bewässerungs-Phasen konzentrierten, muß für verallgemeinernde Aussagen im Hinblick auf Grundwasser-Belastungen das gesamte Bilanz-Jahr im Auge behalten werden. Für verbindliche Aussagen zur Beeinflussung ganzer Jahres-Bilanzen durch die Abwasser-Landbehandlung ist jedoch die Beobachtungs-Zeit noch zu kurz. Extrapolationen auf Witterungs-Normal-Jahre und -Extrem-Jahre allein aufgrund der vorliegenden Resultate bieten vorerst noch zu wenig Sicherheit.

Die in Tab. 15 zusammengestellten aufsummierten Wasserhaushalts-Daten lassen aber die Grund-Tendenzen erkennen. Dabei ist zu berücksichtigen, daß an dem vollen 2-Jahres-Turnus noch ein Sommer-Quartal fehlt, das mit seiner hohen ETI die relative Sickerwasser-Spende drückt. Ferner sind die beiden Untersuchungs-Jahre bis auf die feuchten Quartale IV in 1974 und II in 1975 gegenüber dem Niederschlags-Normal-Jahr als zu trocken einzustufen. Dies bedeutet, daß die relativen Grundwasser-Spenden als zu niedrig gegenüber Witterungs-Normal- und Feucht-Jahren zu bewerten sind.

### Herbst-Winter-Bewässerungs-Variante BRBR

Bei der Löß-Parabraunerde erreicht die relative Sickerwasser-Abfluß-Höhe 20 % des Gesamt-Niederschlages. Sie erhöht sich mit steigender Bewässerungs-Höhe auf maximal 58 % im Abwasser-Intervall-Bewässerungs-System, auf 68 % im Abwasser-Tagesraten-Bewässerungs-System und maximal 76 % bei Bewässerung mit demineralisiertem Wasser (je 1000 mm Wasser-Gabe pro Versuchs-Jahr). Beim Sand-Boden beträgt sie ca. 50 % mit folgenden Steigerungen:

| | 100 | 200 | 500 | 1000 | mm |
|---|---|---|---|---|---|
| Abwasser | 52 | 54 | 67 | 76 | % |
| aqua demin. | 61 | 67 | 77 | 85 | % |

Bei beiden Böden zeigt sich deutlich die Tendenz, daß bei einer Bewässerung mit "Regenwasser" die relative Sickerwasser-Abfluß-Höhe deswegen steigt, weil nicht nur infolge fehlender Düngung,

Tab. 15: Gesamt-Wasser-Bilanzen für die Versuchs-Zeit 15.11. bzw. 18.12.73 bis 26.6.75

Varianten: Herbst/Winter-Bewässerung 73/74 und 74/75

| | Variante | Abwasser, täglich | | | | Abwasser, 14-täglich | | | | demin.Wasser, tägl. | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Zugabe mm | 0 | 100 | 200 | 500 | 1000 | 100 | 200 | 500 | 1000 | 100 | 200 | 500 | 1000 |
| Sand 1 m | | | | | | 18.12.73-26.6.75 | | | | | | | |
| N(Ges) | 954 | 1152 | 1350 | 1950 | 2945 | 1152 | 1350 | 1950 | 2940 | 1152 | 1350 | 1950 | 2945 |
| S | 481 | 595 | 698 | 1307 | 2264 | 552 | 728 | 1277 | 2180 | 695 | 874 | 1488 | 2500 |
| ETI | 473 | 557 | 652 | 643 | 681 | 600 | 622 | 673 | 760 | 457 | 476 | 462 | 445 |
| Sand 2 m | | | | | | | | | | | | | |
| N(Ges) | 954 | 1152 | 1350 | 1950 | 2945 | 1152 | 1350 | 1950 | 2940 | 1152 | 1350 | 1950 | 2945 |
| S | 476 | 632 | 728 | 1353 | 2290 | 617 | 757 | 1301 | 2182 | 716 | 924 | 1530 | 2502 |
| ETI | 478 | 520 | 622 | 597 | 655 | 535 | 593 | 649 | 758 | 436 | 426 | 420 | 443 |
| Löß 1.5 m | | | | | | 15.11.73-26.6.75 | | | | | | | |
| N(Ges) | 1020 | | 1485 | 2085 | 3075 | | 1485 | 2085 | 3075 | | 1485 | 2085 | 3075 |
| S | 206 | | 640 | 1139 | 2084 | | 564 | 984 | 1771 | | 818 | 1369 | 2333 |
| ETI | 814 | | 845 | 946 | 991 | | 921 | 1101 | (1304) | | 667 | 716 | 742 |

Varianten: Sommerbewässerung 1974

18.12.73-26.6.73

| | Sand 1 m | | Sand 2 m | | Löß 1.5 m | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Zugabe mm | 200 | 1000 | 200 | 1000 | 200 | 1000 |
| N(Ges) | 1218 | 2010 | 1218 | 2010 | 1218 | 2010 |
| S | 589 | 1092 | 600 | 1089 | 339 | 801 |
| ETI | 629 | 918 | 618 | 921 | 879 | 1209 |

sondern auch infolge zusätzlicher Nährstoff-Auswaschung die pflanzliche Produktion und damit die ETI-Höhe vermindert werden.

Die Intervall-Bewässerung erweist sich eigentlich nur bei der Löß-Parabraunerde als Möglichkeit zur Reduzierung der Gesamt-Grundwasser-Spende.

Beim Sand wirkt sich in der Gesamt-Bilanz die unterschiedliche Grundwasser-Spiegel-Tiefe kaum noch differenzierend im Hinblick auf die Grundwasser-Spende aus. Offenbar können sich die kontroversen und sich quartalsweise umkehrenden Tendenzen der relativen Grundwasser-Spende der 1 m- und 2 m-Lysimeter so kompensieren, daß die relative Jahres-Sickerwasser-Abfluß-Rate bei beiden Grundwasser-Spiegel-Tiefen etwa dieselbe ist.

Sommer-Bewässerungs-Variante RBRB

Tab. 15 (unten) läßt erkennen, daß das System der Sommer-Bewässerung eine wesentlich geringere relative Sickerwasser-Abfluß-Höhe (rSAH) im Rahmen der Jahres-Wasser-Bilanz mit sich bringt. Dies gilt besonders für die Anwendung hoher Bewässerungs-Gaben.

Während die rSAH bei 200 mm Abwasser-Gabe im Sommer-Quartal nur wenig gegenüber der Ausbringung im Winter reduziert wird, etwa von 59 auf 48 % beim Sand und von 38 auf 28 % beim Löß, sinkt sie bei 1000 mm Abwasser-Gabe von 74 % (Winter) auf 54 % (Sommer) beim Sand und von 58 auf 40 % bei der Löß-Parabraunerde.

Diese Angaben charakterisieren jedoch lediglich die Tendenz, da die Jahres-Bilanzen - wie oben ausgeführt - noch unvollständig sind. Mit Fortführung der Messungen werden sich zwangsläufig Korrekturen der Daten ergeben.

# 4. CHLORID-BILANZEN

Wegen seiner geringen Retention in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen kommt dem Chlorid-Anion in der Wasser- und Abwasser-Analytik (vgl. KASTEN, 38) eine Bedeutung als Indikator für bestimmte Emittenten zu. Es handelt sich um eine der mobilsten Komponenten auch des Zuckerfabrik-Abwassers. Sein Verhalten bei der Boden-Passage dürfte am ehesten die Passage-Prozesse des Wassers im Boden widerspiegeln. Aus diesem Grunde soll seine Bilanz gleich im Anschluß an die Wasser-Bilanz behandelt werden.

Die Cl-Konzentration des verwendeten Zuckerfabrik-Abwassers variierte in den einzelnen Bewässerungs-Phasen beträchtlich:

| | | | |
|---|---|---|---|
| Herbst/Winter-Bewässerung | 1973/74 | 1060 - 810 | mg Cl/l |
| Herbst/Winter- " | 1974/75 | 310 | " " |
| Sommer - " | 1974 | 930 | " " |
| Sommer - " | 1975 | 348 | " " |

Da die verwendeten Böden nur eine sehr geringe Anionen-Austausch-Kapazität besitzen und eine Fällung des Cl als schwer lösliches Salz bestimmter Schwermetall-Kationen zu vernachlässigen ist, mußte damit gerechnet werden, daß die mit dem Abwasser verabfolgten Cl-Mengen kaum vom Boden zurückgehalten werden und fast vollständig dem Grundwasser zufließen.

## 4.1 GESAMT-BILANZ FÜR DIE VERSUCHS-DAUER

Abb. 8 zeigt, daß die vorstehende Annahme weitgehend zutrifft. Für die Versuchs-Varianten "Herbst/Winter-Bewässerung (BRBR)" sind hier den innerhalb der Versuchs-Dauer (18.12.73 - 26.6.75) zugegebenen Cl-Mengen (= 100 %) die prozentualen Cl-Austräge in das Grundwasser gegenübergestellt. Bei den Modell-Sand-Böden sind durchweg über 80 % des Cl-Eintrags wieder ausgetragen worden, bei der Löß-Parabraunerde (bis auf AW 14t 200) über 60 %.

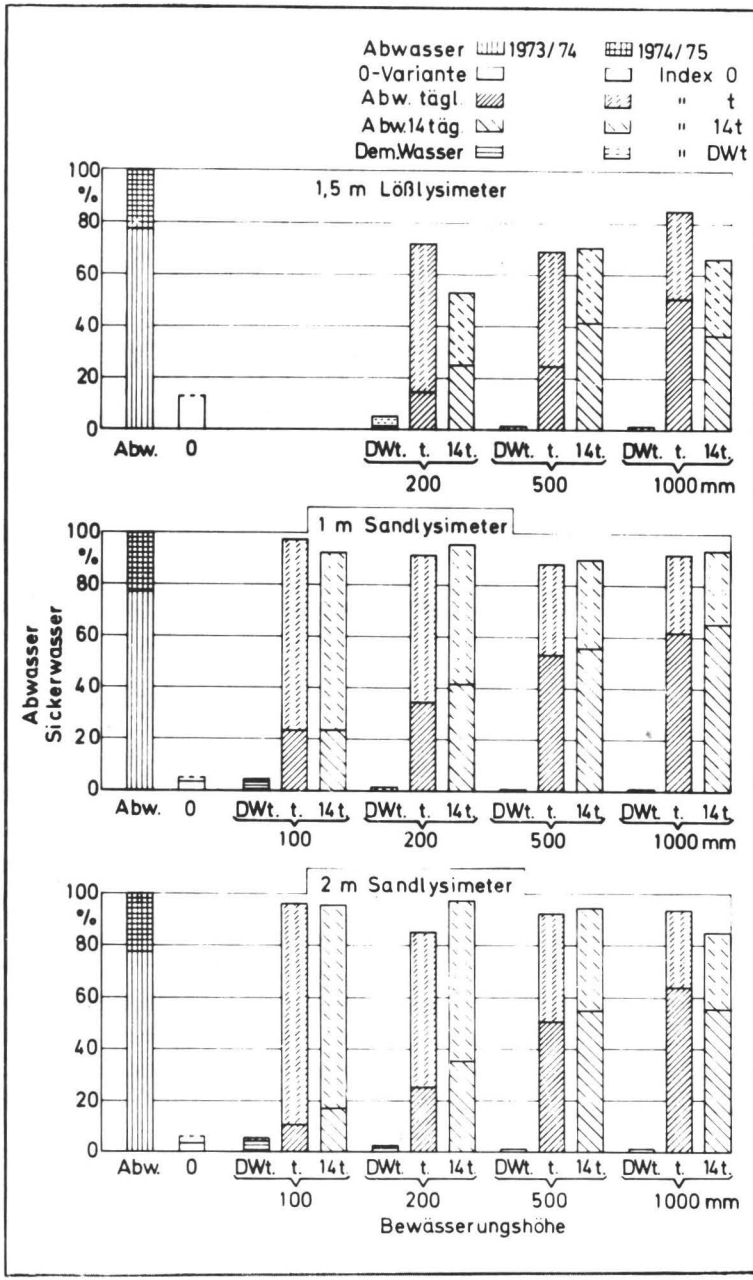



ABB. 8: CHLORID-AUSTRAG MIT DEM SICKERWASSER IN % CL DES BEWÄSSERUNGS-WASSERS (HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 u. 1974/75)

Die fehlenden Beträge sind noch im Boden-Wasser gespeichert und werden, wie die zum Ende der Meß-Periode ermittelten Cl-Konzentrationen ausweisen, in der Folge-Zeit ausgewaschen werden.

Die dargestellten Säulen-Abschnitte umfassen a) die Phasen vom Beginn der Winter-Bewässerung 1973 bis zum Beginn der Herbst-Bewässerung 1974 (1973/74) und b) die Phasen vom Beginn der Herbst-Bewässerung 1974 bis zum vorläufigen Versuchs-Ende Ende Juni 1975 (1974/75).

Die unterschiedliche Höhe der Säulen-Abschnitte, wie auch der Umstand, daß zum Versuchs-Ende der Cl-Austrag noch nicht abgeschlossen war, lassen erkennen, daß das "Boden-Filter" - wenn es auch keine spezifischen Retentions-Mechanismen für Cl besitzt - doch eine beträchtliche Zeit-Verschiebung des Austrags gegenüber dem Eintrag bewirkt.

## 4.2 "MISCIBLE DISPLACEMENT" ALS RETENTIONS-URSACHE

Die zeitliche Verschiebung des Cl-Austrags gegenüber dem Cl-Eintrag beruht auf dem sog. "miscible displacement" beim abwärts gerichteten Lösungs-Transport. Die in den gröberen Poren abwärts wandernde Boden-Lösung gibt zu Beginn der Bewässerung durch diffusiven Konzentrations-Ausgleich einen Teil ihrer Ionen-Fracht an das in den feineren Poren ruhende Poren-Wasser ab. Dadurch wird die Konzentration der im Niveau des Grundwasser-Spiegels austretenden Sicker-Lösung gegenüber der Konzentration des Bewässerungs-Wassers erheblich vermindert. Wenn in den gröberen Poren das absteigende Abwasser das vorher vorhandene Boden-Wasser verdrängt hat und die Cl-Ionen-Konzentrationen zu steigen beginnen, ist der sog. "Durchbruchs-Punkt" erreicht.

Mit dem Ansteigen der Cl-Konzentration in der ruhenden Boden-Lösung steigt auch die Cl-Konzentration im austretenden Sicker-Wasser. Hat die Konzentration der ruhenden Boden-Lösung die des Abwassers erreicht, wird die Konzentration des Austrags-Wassers gleich der des Eintrags-Wassers.

Diese Situation eines Fließ-Gleichgewichtes wird jedoch unter natürlichen Bedingungen selten realisiert. Die natürlichen Niederschläge tragen zu einer wechselnden Verdünnung der perkolierenden Boden-Lösung bei. Trotzdem bleibt die Cl-Austrags-Rate (Konzentration x Sickerwasser-Ablauf-Höhe) gleich der Cl-Eintrags-Rate. Der Zeitpunkt, zu dem dieser Zustand erreicht ist, wird im folgenden als "Äquivalenz-Punkt" definiert.

Nach Beendigung der Bewässerung erfolgt mit den natürlichen Niederschlägen ein Austrag des im ruhenden Poren-Wasser gespeicherten Cl durch Rückdiffusion in das abwärts wandernde Cl-arme Sickerwasser. Wenn die Konzentration des Sickerwassers gleich der des Sickerwassers der O-Variante geworden ist, ist der "Abkling-Punkt" erreicht.

Abb. 9 erläutert dies am Beispiel des Sand-Modell-Bodens bei 2 m Grundwasser-Spiegel-Tiefe. Es sind die Summen-Kurven des Cl-Ein- und Austrags für die AWt-Varianten 100, 200, 500 und 1000 bei Herbst/Winter-Bewässerung nach anfänglicher Absättigung der NSKO dargestellt.

Der Durchbruchs-Punkt wird erreicht, wenn im Schnitt 206 mm Wasser (Abwasser + Niederschlags-Wasser) die 2m-Boden-Säule passiert haben. Das ist in der Reihenfolge 1000-, 500-, 200- und 100mm-Variante nach 16, 28, 61 und 97 Tagen der Fall. Bei 1 m Grundwasser-Stand sind nur rund 140 bis 150 mm Wasser-Passage bis zum Erreichen des Durchbruchs-Punktes entsprechend 12, 21, 31 und 52 Tagen erforderlich. Bei der Löß-Parabraunerde ließ sich ein Durchbruchs-Punkt nicht exakt ermitteln, da u.a. die anfängliche Austrags-Konzentration durch Dünger-Reste und die vorausgegangene Aufsättigung mit Abwasser (s. 3.2.1.1) bereits sehr hoch lag.

Der Äquivalenz-Punkt wird beim Sand (2 m) nur bei Abwasser-Gaben von 1000 und 500 mm annähernd erreicht und zwar nach 25 und 42 Tagen, wenn rund 300 bis 340 mm Wasser die Bodensäule passiert haben. Das ist das etwa Doppelte der NSKO. Bei Abwasser-Gaben von 200 und 100 mm wird der Äquivalenz-Punkt innerhalb der 3-monatigen Bewässerungs-Periode nicht erreicht.

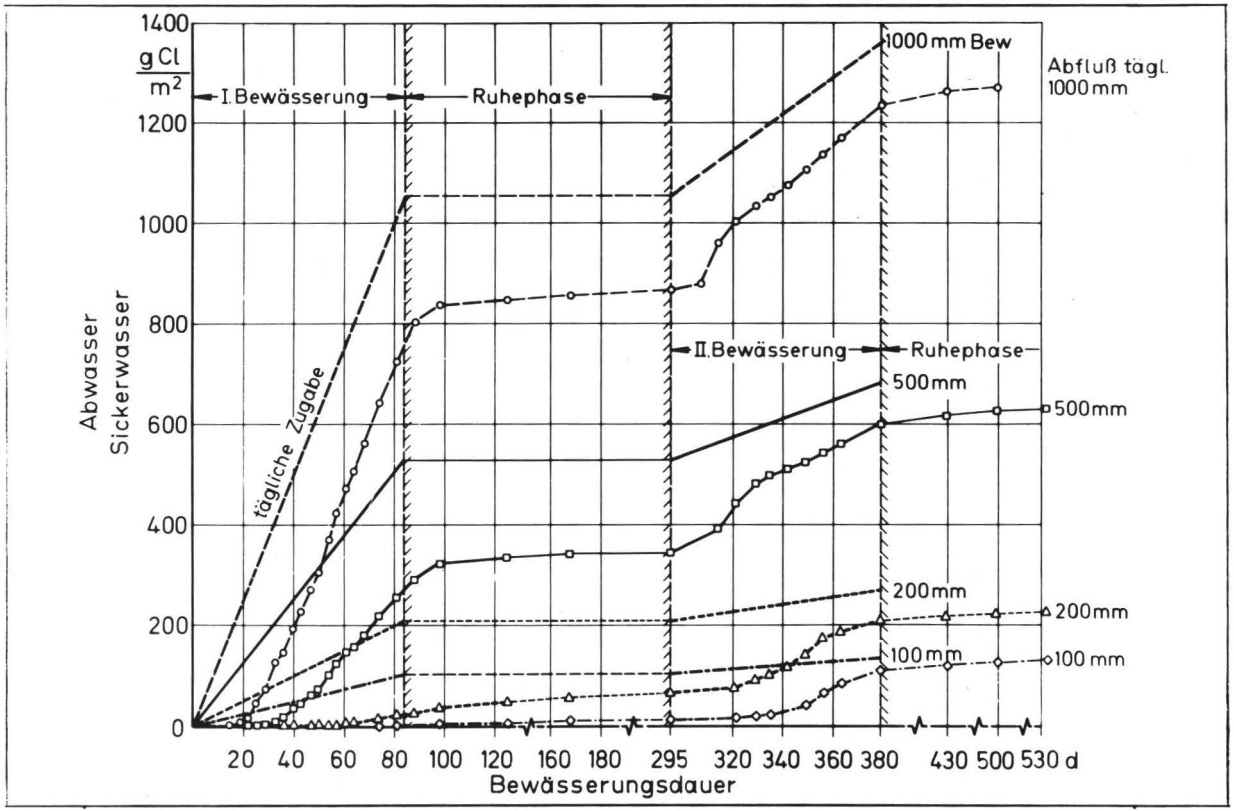



ABB. 9: CHLORID-ZUGABE IM SICKERWASSER UND -AUSTRAG IM SICKERWASSER (SUMMENKURVEN)
HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 U. 1974/75, SAND-MODELL-BODEN 2 M GWST

Die Cl-Summen-Differenz zwischen Eintrag und Austrag, die bei den 1000- und 500mm-Varianten vom Äquivalenz-Punkt bis zum Bewässerungs-Ende annähernd konstant bleibt, beträgt etwa 250 $g/m^2$. Sie wird im "ruhenden" Porenwasser des Bodens gespeichert. Geht man davon aus, daß die Cl-Konzentration dieses Wassers gleich der des Abwassers sein muß, so ergibt sich, daß etwa 20 % der NSKO des Sand-Bodens als "ruhendes" Porenwasser anzusprechen sind (30 l von etwa 150 l). Nach einem Vergleich mit der pF-Charakteristik eines Sandbodens entspricht diese Menge etwa derjenigen, die mit Saugspannungen von 5 - 10 bar gebunden ist.

In der anschließenden Ruhe-Phase wird dieses gespeicherte Chlorid nur in geringen Raten - entsprechend den geringen Sickerwasser-Abfluß-Höhen - ausgewaschen.

Die nächste Bewässerungs-Phase (1974/75) - dieses Mal mit Abwasser von geringerer Cl-Konzentration - führt dann schneller zum Erreichen der Durchbruchs- und Äquivalenz-Punkte und einer entsprechenden Verminderung der Cl-Rücklage im Boden. Bei den Varianten mit nur 100 und 200 mm Bewässerungs-Höhe wird jetzt erst der Äquivalenz-Punkt des Vorjahres erreicht. Das heißt: Der Anstieg der Austrags-Summenkurve ist größer als der der Eintrags-Summenkurve.

## 4.3 ZEIT-GANG DER Cl-KONZENTRATION IM SICKER-WASSER

Die Abkling-Punkte werden in keinem Fall erreicht. Da die Transport-Vorgänge beim Chlorid außer von den Versuchs-Varianten auch von den natürlichen Niederschlägen mit ihrem Verdrängungs- und Verdünnungs-Effekt beeinflußt werden, wird zur besseren Veranschaulichung der kapazitiven Filtrations-Verzögerung (time-lag) für das Cl in Abb. 10 der zeitliche Gang der Cl-Konzentration für den Sand mit 2 m GWS-Tiefe dargestellt.

Die Cl-Konzentrations-Maxima des Sicker-Wassers, die zur ersten Bewässerungs-Phase (Winter 73/74) gehören, erreichen nicht, und in dem Falle der 1000 mm-Variante nur knapp, die Cl-Konzentration

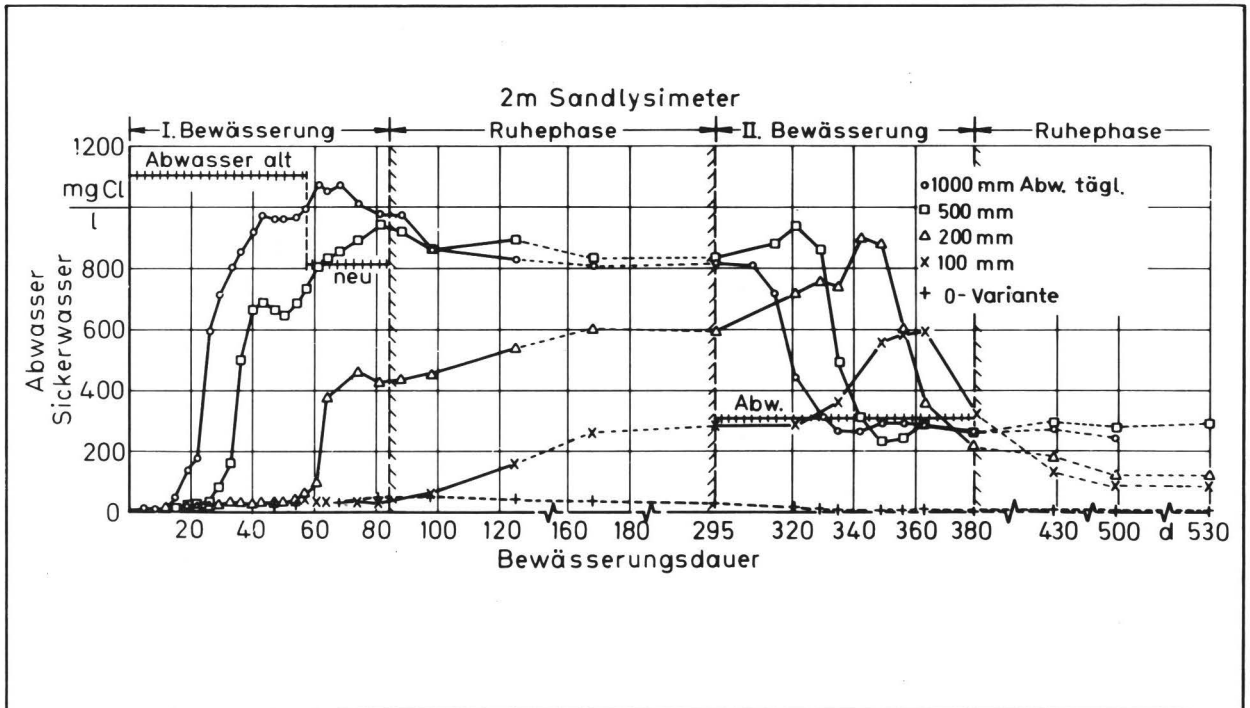



ABB. 10: CHLORID-KONZENTRATION DES ABWASSERS UND SICKERWASSERS
HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 U. 1974/75 , SAND-MODELL-BODEN 2 M GWST

des Abwassers. Diese Maxima werden in der 1000- und 500 mm-Variante noch innerhalb bzw. zu Ende der 1. Bewässerungs-Phase erreicht, in den 200- und 100 mm-Varianten dagegen erst in der nächsten Bewässerungs-Phase.

Die sommerliche Unterbrechung des Versuchs unter natürlichen Niederschlägen bewirkt lediglich eine stark verlangsamte Fortsetzung der Trends, die sich bereits am Ende der 1. winterlichen Bewässerungs-Phase abgezeichnet hatten.

In der 2. Bewässerungs-Phase (Herbst 1974) befinden sich die 1000- und 500 mm-Varianten - letztere wurde gerade beim Erreichen ihres Maximums durch die Sommer-Ruhe gestört - in der Abkling-Phase der 1. Bewässerung, während die 200- und 100 mm-Varianten erst jetzt ihr Maximum aus der 1. Bewässerungs-Phase erreichen und erst gegen Ende dieser Phase in die Abkling-Phase mit der Einstellung auf das neue Konzentrations-Niveau übergehen.

So kommt es zu der scheinbar paradoxen Situation, daß in der 2. Bewässerungs-Phase die Austrags-Konzentrationen fast durchweg über den Eintrags-Konzentrationen liegen.

## 4.4 VERGLEICH: SAND —— LÖSS, SOMMER —— HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG

Als wesentliche Kalkulations-Größen für die zeitliche Verzögerung des Cl-Austrags haben sich bislang die Bewässerungs-Menge, der Cl-Gehalt des Abwassers, die Niederschläge während und nach der Bewässerungs-Phase, die NSKO des Bodens und der "Ruhe-Wasser-Anteil" des Bodens erwiesen. Die NSKO kann beim Sand mit 2 m GWS-Tiefe mit rund 150 mm, der "ruhende" Wasser-Anteil mit ca. 30 mm angesetzt werden. Beim Sand mit 1 m GWS-Tiefe sind die Werte entsprechend niedriger anzusetzen.

Bei der Löß-Parabraunerde mit 1,5 m GWS-Tiefe ist die NSKO mit 470 mm anzusetzen. Die Grundwasser-Spende erfolgt hier sowohl auf dem Wege der Abwärts-Verdrängung (downward displacement) wie auch

auf dem Wege der Mischungs-Verdrängung (miscible displacement).

Gegen Ende der 1. Bewässerungs-Phase wird bei der 1000 mm-Variante annähernd der Äquivalenz-Punkt erreicht. Die Austrags-Konzentration beträgt ca. 94 % der Eintrags-Konzentration. Zu diesem Zeit-Punkt beträgt die Cl-Austrags-Menge jedoch erst 52 % der Cl-Eintrags-Menge. Geht man davon aus, daß in diesem annähernd erreichten Zustand des Fließ-Gleichgewichtes die Konzentration der Boden-Lösung gleich der des Abwassers sein muß, so errechnet sich ein Cl-Speicher-Volumen von 471 l Boden-Wasser. Das heißt: Die NSKO der Löß-Parabraunerde kann voll als Cl-Verdünnungs-Volumen oder Cl-Speicher-Kapazität in Ansatz gebracht werden.

Sieht man einmal von der Anlauf-Phase ab, die bei der Einrichtung einer stationären Bewässerungs-Fläche je nach Abwasser-Menge pro Bewässerungs-Phase eine unterschiedliche Länge haben kann und betrachtet man nur den "Gleichgewichts-Zustand" mit einer Quartals-Bewässerungs-Phase pro Jahr, so gilt für das Verhalten des Systems Pflanze/Boden/Grundwasser im Hinblick auf die Chlorid-Belastung folgendes:

Eine dauernde Retention des Cl entfällt. Eine vorübergehende Retention mit zeitlicher Verschiebung der Austrags-Konzentrationen ist nur in dem Maße gegeben, wie die Konzentrations-Unterschiede des Abwassers durch Konzentrations-Differenzen zum Boden-Wasser verändert werden. Kalkulatorische Ansätze liefert hierzu die NSKO des Bodens oberhalb des Grundwasser-Spiegels und die Chlorid-Konzentration der Boden-Lösung.

In einem Herbst/Winter-Bewässerungs-System ist davon auszugehen, daß die Cl-Konzentrations-Stöße im austretenden Sickerwasser in Abhängigkeit von der Höhe der Abwasser-Gabe irgendwann im Laufe des Jahres maximal die Cl-Konzentrationen im Abwasser erreichen können (vgl. Abb. 10). Dabei können je nach Jahreswitterung (Niederschlags-Höhe und -Verteilung) und Cl-Rest-Speicher-Kapazität des Boden-Wassers die Konzentrations-Stöße zeitlich um ein bis zwei Jahre verschoben werden.

In einem Sommer-Bewässerungs-System dagegen besteht die Gefahr einer Konzentrations-Erhöhung des Sickerwassers gegenüber dem

Abwasser durch Evapo-Transpiration. Zu Ende der Bewässerungs-Phase im III. Quartal 1974 stiegen beim Sand mit 2 m GWS-Tiefe die Cl-Konzentrationen um bis zu 33 %, in der nachfolgenden Austrags-Phase unter natürlichen Niederschlags-Bedingungen um weitere 30 % gegenüber der Konzentration des vorher verabreichten Abwassers an. Beim Sand mit 1 m GWS-Tiefe betrugen die entsprechenden Werte 45 % und 3 %. Bei der Löß-Parabraunerde wurde die Konzentration des Abwassers im Sickerwasser nur knapp erreicht. 1975 wurden am Ende des Sommer-Bewässerungs-Quartals in den Modell-Sand-Böden bei geringerer Cl-Konzentration des Abwassers etwa dieselben Steigerungs-Beträge im Sickerwasser erreicht, bei der Löß-Parabraunerde lagen die Cl-Konzentrationen infolge des Austrags von Cl-Rest-Mengen aus dem Vorjahr zwischen den Konzentrationen des Abwassers von 1974 und 1975.

Wo es gilt, solche Konzentrations-Stöße in dem zum Grundwasser abfließenden Sickerwasser zu vermeiden, gebührt demnach - besonders bei Sand-Böden der Herbst/Winter-Bewässerung der Vorrang vor der Sommer-Bewässerung , es sei denn, daß die Sommer-Bewässerung mit einer Zusatz-Verregnung von Cl-armem Wasser gekoppelt wird. Eine Reduktion der sommerlichen Abwasser-Ausbringungs-Menge bewirkt wenig. Selbst bei 200 mm Abwasser-Höhe wurden bei den Sand-Böden Erhöhungen der Cl-Konzentration im austretenden Sickerwasser von bis zu 25 % gegenüber dem Abwasser gemessen.

Im Herbst/Winter-Bewässerungs-System bieten sich folgende Möglichkeiten einer Steuerung der Cl-Konzentrationen im Sickerwasser an:

Bestimmung der NSKO und Kalkulation der Cl-Konzentration der Boden-Lösung bei Absättigung der NSKO aufgrund der im Boden vorliegenden Gesamt-Cl-Menge, Berechnung der Grenz-Mengen an Bewässerungs-Wasser (Cl-Konzentration !), welche eine bestimmte Austritts-Konzentration gewährleisten, unter Berücksichtigung der Niederschläge, eventuell Verlängerung der Ruhe-Phasen oder Einsatz von Beregnung mit natürlichem Wasser.

Für den Vegetations-Aufwuchs besonders bei Sommer-Bewässerung ist von Bedeutung, daß die Cl-Konzentrationen der Boden-Lösung sich

der des Abwassers angleicht bzw. übersteigt. Dies kann, besonders bei Sommer-Bewässerung oder in trockenen Sommern mit starker ETI zu pflanzenschädlichen Chlorid-Konzentrationen führen. Weitere Beobachtungen hierzu sind noch erforderlich. Es ist möglich, daß die im Abschnitt 3.2.4 ermittelten unterschiedlichen ETI-Leistungen des Gras-Bestandes bei gleicher Trocken-Masse auf Cl-Konzentrations-Effekten beruhen.

# 5. KOHLENSTOFF-BILANZEN

## 5.1 ORGANISCHER KOHLENSTOFF ALS BELASTUNGS-INDIKATOR

Unter den Bewertungs-Kriterien für den "Verschmutzungs-Grad" von Abwassern steht der Gehalt an "abbaubarem Kohlenstoff" an erster Stelle. Im Entwurf für das Abwasserabgabengesetz (81) geht der CSB allein mit 55 % in die Bewertungs-Grundlage für die Schädlichkeit eines Abwassers ("Abwasserformel") ein.

Nach diesem Gesetz-Entwurf (81, 1974, § 3, Abs. 3) besteht für die Einleitung von Abwasser in das Grundwasser die gleiche Abgabenpflicht wie für die Einleitung in Oberflächen-Gewässer. In der Einzelbegründung wird dazu jedoch ausgeführt: "Wird das Abwasser nur auf den Boden aufgebracht oder in die Bodenkrume eingebracht - etwa auf Rieselfelder, Bodenfilter oder durch Landbewässerung - , so ist ein "Einleiten" im Sinne des Gesetzes nicht gegeben. Hierunter fällt auch die Düngung mit landwirtschaftlichen, auch flüssigen, Abfällen".

Die Land-Bewässerung kann jedoch - wie Untersuchungen von Grundwasser-Proben im Einfluß-Bereich von Abwasser-Verwertungsanlagen der verschiedenen "Landverwertungs-Systeme" gezeigt haben - ebenfalls als ein Einleiten von Abwasser in das Grundwasser betrachtet werden, wenn die Filter-Leistung des Bodens nicht ausreicht (vgl. DOSCH, 15; FARKASDI, 24; THORMANN, 71).

## 5.2 C-GEHALTE UND C-DISPERSIONS-ZUSTAND IM ABWASSER

Die Bestimmung der Gehalte an organischer Substanz erfolgte oxydimetrisch nach dem in Abschnitt 2.4 angegebenen Verfahren. Aufgrund der Eichung mit Glukose sind im folgenden alle Angaben in Glukose-C-Äquivalenten, kurz "C", ausgedrückt.

Die C-Gehalte des verwendeten Zuckerfabrik-Abwassers betrugen:

| | | | |
|---|---|---|---|
| Herbst/Winter 73/74 | 1 | 3540 mg/l | Durchschnitt |
| | 2 | 3010 mg/l | " |
| Herbst/Winter 74/75 | 3 | 1500 mg/l | " |
| Sommer 74 | 4 | 120 mg/l | " |
| Sommer 75 | 5 | 220-60 mg/l | |

Hier machten sich deutlich die durch die Stapelteich-Lagerung bedingten C-Gehalts-Abnahmen im "Sommer-Abwasser" bemerkbar.

An der Abwasser-Probe 1 wurde durch Filtration der Zerteilungs-Zustand der organischen Substanz untersucht. Im folgenden sind die mit Hilfe von Membranfiltern, Poren-Durchmesser $< 1\,\mu m$, gewonnenen Werte angeführt. Die Filtration mit $< 0{,}1\,\mu m$-Filtern brachte nur geringfügige Abweichungen der Ergebnisse. Die C-Gehalte im Abwasser und Filtrat wurden oxydimetrisch, die C-Gehalte im Filter-Rückstand gasanalytisch bei Verbrennung (Wösthoff-Gerät) bestimmt.

| | 1 | 2 |
|---|---|---|
| Angaben in mg/l Abwasser | 9.11.73 | 12.2.74 |
| C im Abwasser | 3540 | 3540 |
| C im Filtrat (Teilchen $< 1\,\mu m$) | 2780 | 3160 |
| C im Filter-Rückstand (Teilchen $> 1\,\mu m$) | 480 | 250 |
| Differenz | 280 | 130 |

80 - 90 % des organisch gebundenen Kohlenstoffs liegen danach in feindisperser Form vor. Bei Filtration durch $0{,}1\,\mu m$-Membran-Filter verschwand aber der Tyndall-Effekt im Filtrat vollständig, während er bei Filtration durch das $1\,\mu m$-Membran-Filter noch deutlich war. Da sich die Mengen-Verhältnisse durch die Filtration mit diesen beiden Filter-Typen nur unbedeutend verschieben, muß davon ausgegangen werden, daß es sich beim Filtrat fast ausschließlich um molekular gelöste organische Substanzen handelt, die über 80 % des Abwasser-C ausmachen.

## 5.3 SAND-MODELL-BÖDEN ("SAND")

### 5.3.1 Bilanzen für Variante BRBR System: Herbst/Winter-Bewässerung

Zunächst soll am Beispiel der Sand-Modell-Böden mit 2 m tiefem Grundwasserstand das Passage-Verhalten des Abwasser-C exemplarisch dargestellt werden. Abb. 11 bringt dazu die Eintrags- und Austrags-Summen-Kurven für das System "Herbst/Winter-Bewässerung".

Die erste Bewässerungs-Phase wurde nach Auffüllung der NSKO am unbewachsenen Boden durchgeführt (siehe Abschnitt "Wasser-Bilanzen"). Der Grund-Pegel der C-Konzentration bei Bewässerung mit demineralisiertem Wasser und bei der O-Variante liegt mit weniger als 4 mg C/l recht niedrig. Bei Bewässerung mit Abwasser werden - ähnlich wie beim Chlorid - die Durchbruchs-Punkte in Abhängigkeit von der Wasser-Eintragsmenge bei täglicher Dosierung nach ca. 19 (Variante 1000 mm), 35 (Variante 500 mm) und 63 (Variante 200 mm) Tagen erreicht. Dies allein deutet bereits darauf hin, daß der hohe Anteil an molekular gelöster organischer Substanz in dem verwendeten, sehr C-reichen Abwasser sich ähnlich wie das Chlorid verhält, d.h. nur entsprechend der Verteilung auf das Boden-Wasser-Volumen intermediär retiniert wird.

Anders als beim Chlorid lassen sich jedoch keine Äquivalenz-Punkte festlegen. Zwar wird der Verlauf der C-Austrags-Summenkurven in den Varianten mit täglicher Bewässerung sehr bald linear, doch besteht zwischen der C-Eintrags- und C-Austrags-Summenkurve eine Differenz im Anstieg. Diese Differenz kann nicht allein aus der mechanischen Retention der grobdispersen organischen Anteile des Abwassers erklärt werden, da sie von der Höhe der Abwasser-Gaben abhängig ist. Die C-Austrags-Raten betragen zwischen dem 40. und 84. Tag in % der Eintrags-Raten in den Varianten:

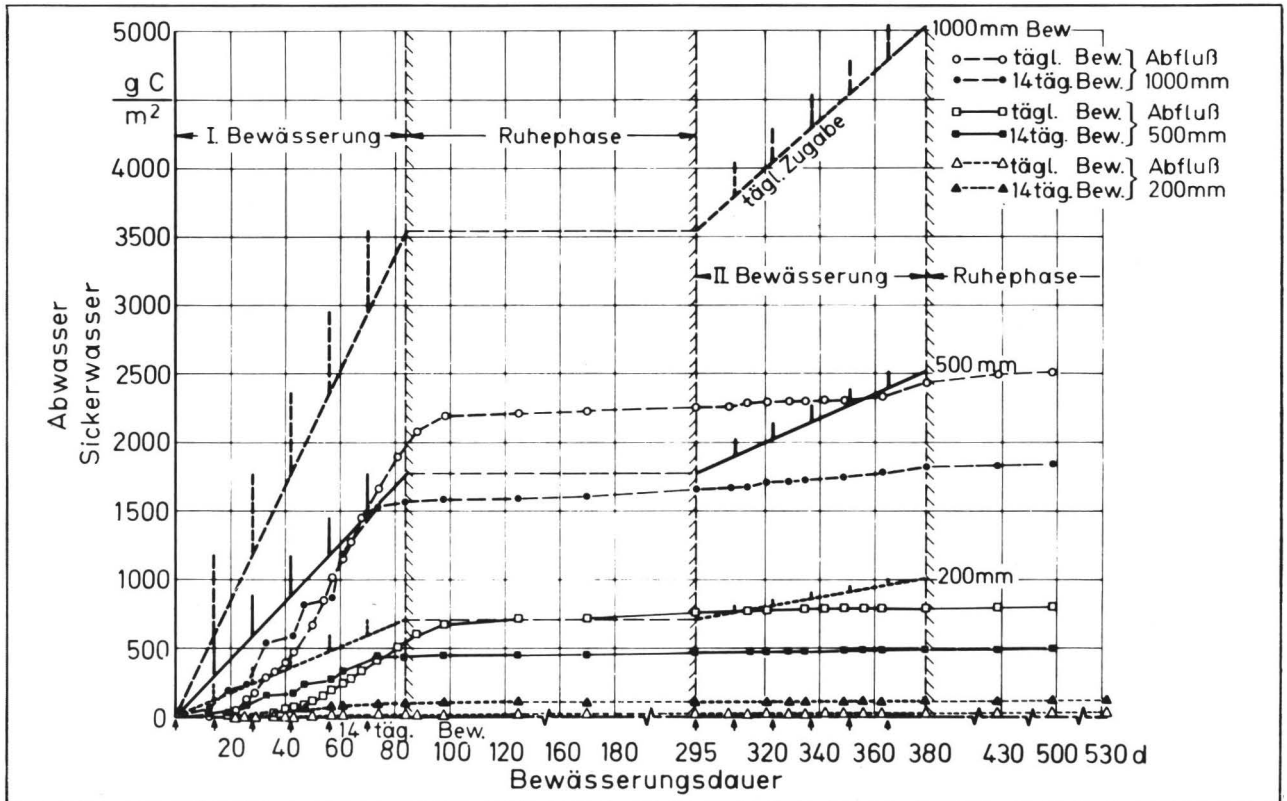



ABB. 11: KOHLENSTOFF-ZUGABE IM ABWASSER UND -ABFLUSS MIT DEM SICKERWASSER (SUMMENKURVE)
HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 U. 1974/75, SAND-MODELL-BODEN 2 M GWST

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| 1000 mm, | entspr. | 11,9 mm | oder 42 g C pro Tag | 98 % |
| 500 mm, | " | 6 mm | " 21 g C " " | 62 % |
| 200 mm, | " | 2,4 mm | " 8,4 g C " " | < 25 % |

Es muß also davon ausgegangen werden, daß mit Verminderung der Perkolations-Raten des Wassers und entsprechender Verlängerung der Verweil-Zeiten der gelösten organischen Substanz in der Poren-Lösung des Bodens Fällungs-, Sorptions- oder Polymerisations- bzw. auch biochemische Abbau-Prozesse ablaufen, die eine Retention der organischen Substanzen im Boden fördern.

In dieser 1. Winter-Bewässerungs-Phase wirkt sich die 14-tägliche Intervall-Bewässerung insofern positiv (mit Ausnahme der Variante 200 mm und 100 mm) aus, als die prozentualen C-Austrags-Raten trotz eines früheren Erreichens der Durchbruchs-Punkte und abgesehen vom Zickzack-Verlauf des C-Austrags geringer sind als bei täglicher Dosierung der Abwasser-Gesamt-Mengen. Auch dies könnte mit einer Verlängerung der Verweil-Zeiten im Boden erklärt werden.

Ähnlich dem Chlorid setzt sich in der anschließenden Frühjahrs- und Sommer-Ruhe-Phase unter dem heranwachsenden Gras-Bestand der C-Austrag fort - allerdings entsprechend dem geringeren natürlichen Wasser-Austrag stark vermindert.

Tab. 16 liefert für diese beiden Phasen (Bilanz-Abschnitt I bis V) die C-Austräge in % des Eintrags. Die Verlängerung der Filter-Strecke von 1 auf 2 m fördert in jedem Fall die C-Retention. Die Intervall-Bewässerung fördert sie nur bei hohen Abwasser-Gaben, erniedrigt sie dagegen bei geringeren Gaben.

Völlig abweichend vom Chlorid verhält sich der C-Austrag in der 2. Bewässerungs-Phase im Herbst 1974. Es kommt kaum noch zu einem Austrag von C, der vom Vorjahr her im Boden-Körper gespeichert sein könnte. Entweder sind die zurückgehaltenen organischen C-Mengen stark festgelegt oder biologisch abgebaut worden. Die Durchbruchs-Punkte des neuen Abwassers werden zwar wieder nach etwa denselben Zeiten wie im Vorjahr erreicht, doch sind die C-Austrags-Raten in % der C-Eintrags-Raten dieses Mal sehr viel geringer.

Tab. 16: C-Bilanzen für die Sand-Modell-Böden mit 1 und 2 m Grundwasser-Spiegeltiefe
Variante: BRBR Herbst/Winter-Bewässerungs-System

Bilanz-Abschnitte: Herbst/Winter-Bewässerung 73/74 (Phase I, II),
Sommer-Ruhe 74 (Phase III)

Herbst-Bewässerung 74 (Phase IV), Frühjahrs- und
Sommer-Ruhe 75 (Phase V)
bis 26.6.75

Gesamte Laufzeit: 15.11.73 bis 26.6.75

| VARIANTE mm ABWASSER | BILANZ-ABSCHNITT: I, II, III | | | | | | | IV, V | | | | | | | I - V | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | C-EINTRAG | | AUSTRAG % | | | | | C-EINTRAG | | AUSTRAG % | | | | | C-EINTRAG | | AUSTRAG % | | | |
| | | | 1 m | | 2 m | | | | | 1 m | | 2 m | | | | | 1 m | | 2 m | |
| | g/m² | % | t | 14t | t | 14t | | g/m² | % | t | 14t | t | 14t | | g/m² | % | t | 14t | t | 14t |
| 100 | 352 | 100 | 2 | 5 | 0 | 1 | | 150 | 100 | 2 | 3 | 1 | 1 | | 502 | 100 | 2 | 4 | 1 | 1 |
| 200 | 705 | 100 | 6 | 15 | 3 | 12 | | 300 | 100 | 2 | 4 | 1 | 2 | | 1005 | 100 | 5 | 12 | 2 | 9 |
| 500 | 1760 | 100 | 46 | 40 | 39 | 26 | | 750 | 100 | 9 | 11 | 6 | 3 | | 2510 | 100 | 35 | 32 | 29 | 19 |
| 1000 | 3520 | 100 | 68 | 60 | 63 | 45 | | 1500 | 100 | 15 | 27 | 17 | 12 | | 5020 | 100 | 53 | 50 | 49 | 35 |

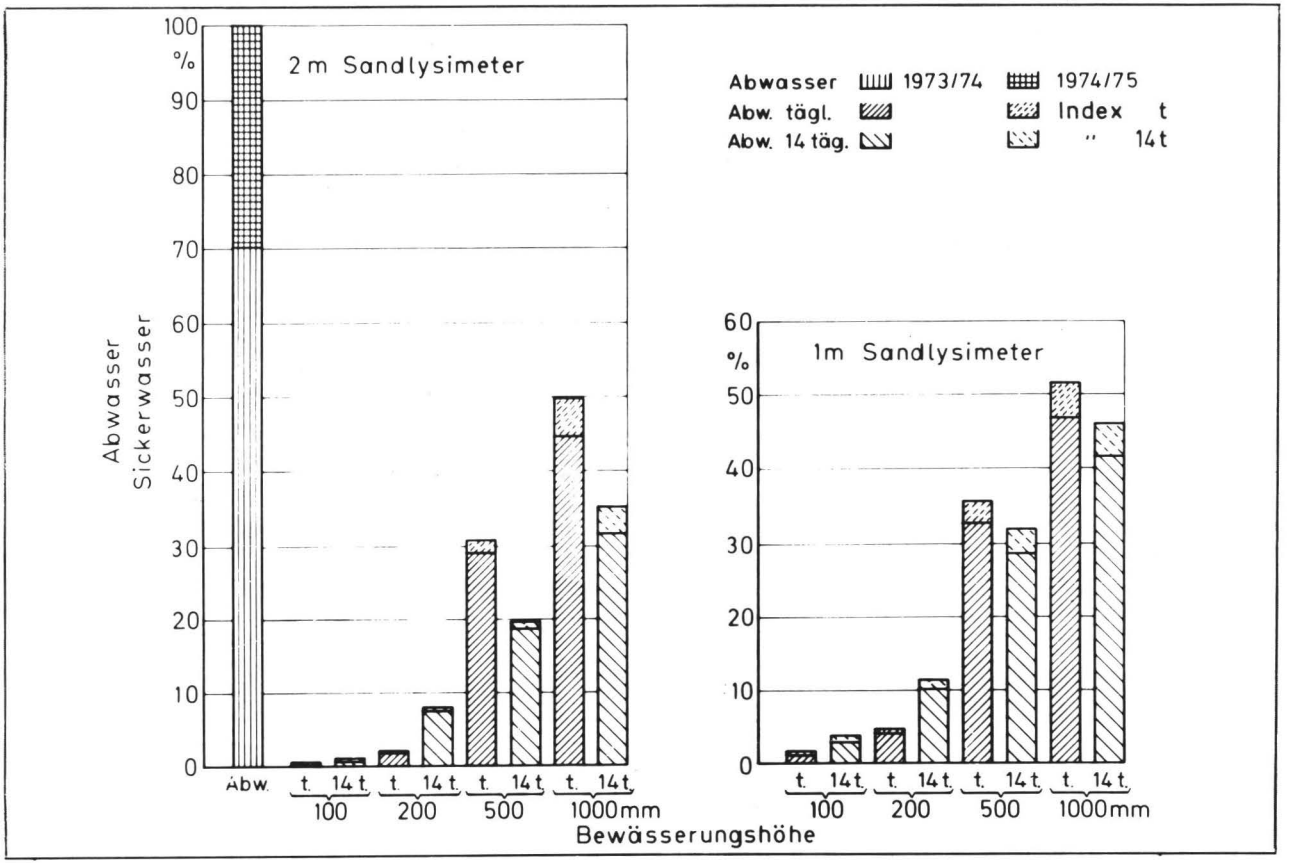



ABB. 12: KOHLENSTOFF-AUSTRAG MIT DEM SICKERWASSER IN % C DES BEWÄSSERUNGS-WASSERS BEI VERSCHIEDENEN BEWÄSSERUNGS-VARIANTEN, HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 U. 1974/75

Dies kann einerseits damit zusammenhängen, daß die Bewässerung jetzt auf bewachsenen, d.h. biologisch aktivierten Böden erfolgte. Andererseits ist auch eine abweichende Qualität des verwendeten Abwassers in Betracht zu ziehen. Dabei sind nicht der geringe C-Gehalt oder der Anteil der filtrierbaren organischen Komponenten, der etwa gleich hoch wie im Vorjahr anzusetzen ist, ausschlaggebend als die möglicherweise höhere chemische Umwandlungs-Bereitschaft der gelösten organischen Substanzen. In diesem Zusammenhang ist auch zu erwägen, daß die Böden durch die Vorjahrs-Bewässerung stark mit Kalk angereichert worden sind, was eine Begünstigung von Fällungs-Prozessen bedeuten könnte.

Tab. 16 und Abb. 12 lassen für die 2. Bewässerungs- und die anschließende halbjährige Ruhe-Phase 1975 deutlich die Reduktion des C-Austrags erkennen. Ähnlich wie im Vorjahr wirkt sich die längere Filter-Strecke positiv auf die C-Retention aus. Die Intervall-Bewässerung dagegen erhöht nur noch bei der 2 m-Variante die Retentions-Leistung. Dabei ist zu berücksichtigen, daß zu Beginn der 2. Bewässerungs-Periode noch ein C-Rest-Austrag vom Vorjahr erfolgte (vgl. Abb. 13).

### 5.3.2 Bilanzen für Variante RBRB System: Sommer-Bewässerung

Für das Sommer-Bewässerungs-System mit Gras-Bewuchs liefert Tab. 17 die Bilanz-Werte. Obwohl die Abwasser-C-Gehalte beträchtlich niedriger sind, ist der C-Austrag in % des C-Eintrags etwa derselbe oder ein höherer als bei Herbst/Winter-Bewässerung:

| | | | 1 m | 2 m |
|---|---|---|---|---|
| Variante 1000 mm 14 t: | | | | |
| Herbst/Winter 74/75 | (Eintrag | 1500 g C/m$^2$) | 27 % | 12 % |
| Sommer 74 | ( " | 119 g " ) | 21 % | 7,4 % |
| Sommer 75 | ( " | 140 g " ) | 21 % | 11,2 % |
| Variante 200 mm 14 t: | | | | |
| Herbst 74 | ( " | 300 g " ) | 4 % | 2 % |
| Sommer 74 | ( " | 24 g " ) | 15 % | 9 % |
| Sommer 75 | ( " | 28 g " ) | 10,4 % | 6 % |

Tab. 17: C-Bilanzen für die Sand-Modell-Böden mit 1 und 2 m Grundwasser-Spiegeltiefe
Variante: RBRB Sommer-Bewässerungs-System

Bilanz-Abschnitte B: Sommer-Bewässerung, III. Quartal 74
C: Herbst/Winter/Frühjahrs-Ruhe, IV. Quartal 74, I. u. II. Qu. 75
D: Sommer-Bewässerung, III. Quartal 75

Gesamte Laufzeit: 10.7.74 - 14.10.75

| VARIANTE mm AW 14 t | B | | | | C | | D | | | | B - D | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | C-EINTRAG | | C-AUSTRAG % d. EINTRAGS | | | | C-EINTRAG | | C-AUSTRAG % d. EINTR. | | C-EINTRAG | | C-AUSTRAG % d. EINTR. | |
| | g/m² | % | 1 m | 2 m | 1 m | 2 m | g/m² | % | 1 m | 2 m | g/m² | % | 1 m | 2 m |
| 200 | 23,8 | 100 | 2,1 | 0,8 | 12,8 | 8,4 | 28,0 | 100 | 10,4 | 5,9 | 51,8 | 100 | 12,4 | 7,4 |
| 1000 | 118,8 | 100 | 19,2 | 6,0 | 1,8 | 1,4 | 139,9 | 100 | 21,0 | 11,2 | 258,7 | 100 | 21,0 | 9,4 |

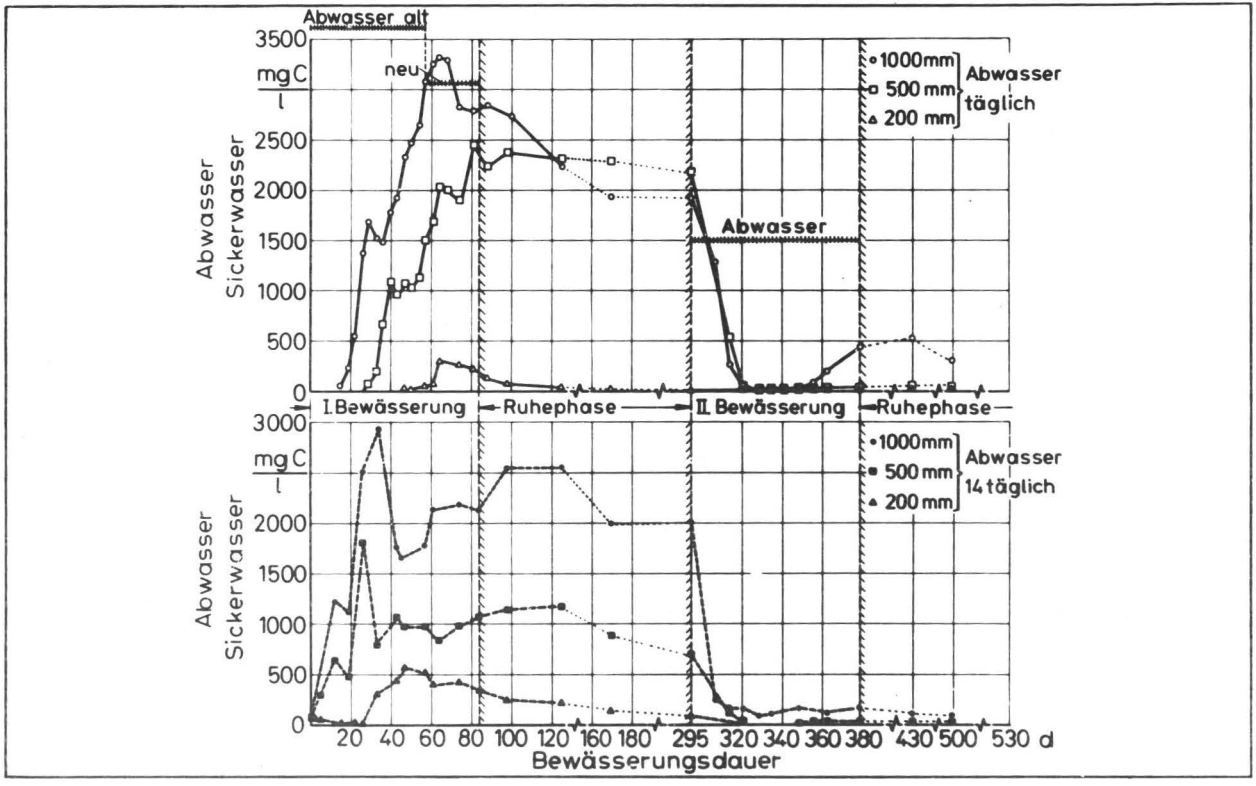



ABB. 13: KOHLENSTOFF-KONZENTRATION DES ABWASSERS UND SICKERWASSERS
HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 U. 1974/75
SAND-MODELL-BODEN 2 M GWST

Man kann davon ausgehen, daß das verwendete Sommer-Abwasser, das aus den Stapel-Teichen der Zucker-Fabrik entnommen wurde, durch die während der Stapel-Zeit abgelaufenen Sedimentations- und Abbau-Prozesse insofern verändert worden ist, als es zu einer relativen Anreicherung von zwar molekular gelösten, chemisch-biologisch aber weniger umsetzungsfähigen organischen Verbindungen gekommen ist. Bei einem CSB von 9600 im Winter-Abwasser betrug der $BSB_5$ ca. 46 %, bei einem CSB von 320 im Sommer-Abwasser der $BSB_5$ nur ca. 33 % des CSB.

Dies würde zur Erklärung des in Tab. 17 erkennbaren Befundes dienen, daß in dem auf die Sommer-Bewässerung folgenden Herbst-Quartal noch erhebliche C-Mengen ausgetragen werden, die während der Bewässerung im Poren-Wasser des Bodens gespeichert wurden und trotz ausreichender Verweil-Dauer und trotz Konzentrierung durch transpirativen Boden-Wasser-Entzug mobil geblieben sind.

### 5.3.3 Konzentrations-Zeitgänge

Neben der C-Austrags-Menge, die weniger witterungsabhängig ist, sind wieder die C-Konzentrationen des Sicker-Wasser-Ablaufes gesondert zu betrachten, da sie durch die natürlichen Niederschläge beeinflußt werden und im Hinblick auf die stoßweise Grund-Wasser-Belastung von Bedeutung sind.

Abb. 13 gibt für das Herbst-Winter-Bewässerungs-System den Zeit-Gang der Sicker-Wasser-C-Konzentrationen bei 2 m Grundwasser-Spiegel-Tiefe wieder - getrennt für die Varianten "tägliche" und "14tägliche" Ausbringung.

Abgesehen von den durch Niederschlags-Verdünnung bewirkten Konzentrations-Schwankungen gibt sich in der 1. Bewässerungs-Phase nach Erreichen des Durchbruchs-Punktes eine fortlaufende Konzentrations-Zunahme des Sickerwassers zu erkennen. Bei täglicher Abwasser-Dosierung werden gegen Ende der Bewässerungs-Phase - man beachte die im letzten Viertel geringeren C-Konzen-

trationen des verwendeten Abwassers! - maximale Konzentrations-Werte erreicht, die bei der Variante 1000 mm fast die Konzentration des Abwassers erreichen (94 %). Bei geringeren Abwasser-Gaben liegen aus den oben genannten Gründen die Maximal-C-Konzentrationen tiefer: Variante 500 mm 69 %, 200 mm 8,6 %, 100 mm 0,6 % der Abwasser-C-Konzentration.

Bei 14täglicher Intervall-Bewässerung werden die Konzentrations-Maxima im Sickerwasser etwa 20 - 30 Tage früher erreicht, liegen aber - bis auf die 100 und 200 mm-Variante - niedriger: Variante 1000 mm 83 %, Variante 500 mm 35 %, Variante 200 mm 14 %, Variante 100 mm 1,0 % der Abwasser-C-Konzentration. Bei den Varianten 100 mm werden nur bei 14täglicher Bewässerung Maximal-Konzentrationen von 40 mg C/l im Sickerwasser erreicht, was sich bei dem in Abb. 13 verwendeten Maßstab nicht darstellen läßt.

In der anschließenden Frühjahrs- und Sommer-Ruhe-Phase sinken die C-Konzentrationen in dem natürlich ablaufenden Sickerwasser nur langsam ab und auch zu Beginn der 2. Herbst/Winter-Bewässerungs-Phase zeigt sich in den ersten 25 Tagen, daß noch ein beträchtlicher Rest-Austrag von im Bodenwasser gelöst gespeichertem organischen C stattfindet. Dabei überschreiten in den ersten 5 Tagen die C-Konzentrationen im Sickerwasser der 1000 t, 14t- und 500t-Varianten die Konzentrationen des aufgebrachten C-ärmeren Abwassers.

In der 2. Herbst-Bewässerungs-Phase, die im Gegensatz zur ersten unter Gras-Bedeckung erfolgte, ist die Konzentrations-Veränderung im Sickerwasser nur gering und sehr zögernd. In den meisten Abwasser-Mengen-Varianten bleiben die C-Konzentrationen im Sickerwasser unter 50 mg/l, in der Variante 1000 14t unter 200 mg/l. Nur bei der Variante 1000 t setzt gegen Ende der Bewässerung eine Konzentrations-Erhöhung ein, die ihr Maximum erst 50 Tage nach Ende der Bewässerungs-Phase erreicht und auch hier mit 530 mg C/l nur 35 % der Abwasser-C-Konzentration aufweist.

Bis zur Klärung des Verbleibs des infiltrierten organischen C nach der noch vorgesehenen Zerlegung der Lysimeter-Böden, kann man von der Annahme ausgehen, daß der Bewuchs der Böden mit Gras

eine biologische Aktivierung der Oberböden herbeigeführt hat, so daß die C-Retentions- oder die biochemischen Mineralisations-Leistungen des Bodens wesentlich verstärkt wurden. Das von der Vorjahrs-Bewässerung her im Boden zurückgehaltene organische C wurde offenbar hiervon noch nicht oder nur zum Teil erfaßt, vermutlich deshalb, weil es zum großen Teil in den tieferen, unter dem Haupt-Wurzel-Raum liegenden Boden-Abschnitten gespeichert war.

Bei 1 m Grundwasser-Spiegel-Tiefe tritt gegenüber 2 m GWS T - ähnlich wie beim Chlorid - der Durchbruch früher ein. Tab. 18 liefert einen Vergleich der maximalen C-Konzentrationen im Sickerwasser für die Grundwasser-Spiegel-Tiefen 1 und 2 m im Winter 1973/74 bei unbewachsenem Boden.

Die Lage des Grundwasser-Spiegels hat danach bei hohen Abwasser-Gaben nur einen geringen Einfluß auf die im Sickerwasser auftretende C-Maximal-Konzentration. Bei niedrigen Abwasser-Gaben dagegen liefert eine GWS-Tiefe von 1 m höhere Maximal-Konzentrationen als eine GWS-Tiefe von 2 m.

Bei der Bewässerung im Herbst/Winter 1974/75, die auf die inzwischen herangewachsene Gras-Decke erfolgte, glichen sich die im Sickerwasser auftretenden C-Maximal-Konzentrationen bei den Grundwasser-Varianten 1 und 2 m einander an.

Im System der Sommer-Bewässerung wurden die in Tab. 19 angegebenen Durchbruchs-Punkte und Maximal-Konzentrationen festgestellt. Die maximalen C-Konzentrationen im Sickerwasser erreichen in diesem System wesentlich niedrigere relative, d.h. auf die Abwasser-C-Konzentration bezogene Werte als bei der Herbst/Winter-Bewässerung, obwohl die prozentuale Gesamt-C-Retention nicht viel höher ist.

Dabei ist auch zu berücksichtigen, daß die Bestimmung der C-Gehalte dadurch ungenau wird, daß bei den niedrigeren C-Gehalten des "Sommer-Abwassers" eine stärkere analytische Beeinflussung durch die hohen Cl-Konzentrationen gegeben ist.

Tab. 18: Maximale C-Konzentrationen im Sickerwasser in % des Abwassers im Sand-Modell-Boden
SYSTEM: Herbst/Winter-Bewässerung
Winter 1973/74

| Variante | GWS-Tiefe 1 m | GWS-Tiefe 2 m |
|---|---|---|
| AW t 100 | 3 | 1 |
| AW t 200 | 17 | 9 |
| AW t 500 | 64 | 69 |
| AW t 1000 | 95 | 94 |
| AW 14t 100 | 10 | 1 |
| AW 14t 200 | 24 | 14 |
| AW 14t 500 | 51 | 35 |
| AW 14t 1000 | 76 | 83 |

Tab. 19: Maximale C-Konzentrationen im Sickerwasser in % des Abwassers im Sand-Modell-Boden
SYSTEM: Sommer-Bewässerung

| III. Quartal | GWS-Tiefe m | Variante | Durchbruchs-Punkt nach ..mm Abwasser-Gabe | Maximale C-Konzentration i. Sickerwasser i. % d. Abwass. |
|---|---|---|---|---|
| 1974 | 1 | AW 14t 1000 | 165 | 33 |
| | | AW 14t 200 | 100 | 12 |
| | 2 | AW 14t 1000 | 500 | 18 |
| | | AW 14t 200 | 170 | 13 |
| 1975 | 1 | AW 14t 1000 | 165 | 18 |
| | | AW 14t 200 | 33 | 17 |
| | 2 | AW 14t 1000 | 163 | 16 |
| | | AW 14t 200 | 33 | 12 |

Die kapazitive Beeinflussung durch die Länge der Filterstrecke zwischen Oberfläche und GWS macht sich nur im Sommer 1974, und hier besonders und im Gegensatz zur Winter-Bewässerung, bei den hohen Abwasser-Gaben bemerkbar.

Im Sommer 1975, in dem vor der Bewässerung die Böden infolge hoher Juni-Feuchte bis zur NSKO mit Wasser aufgesättigt waren, wirken sich die Lage des Grundwasser-Spiegels und die Bewässerungs-Höhe kaum auf die maximalen C-Konzentrationen im Sickerwasser aus.

## 5.4 LÖSS-PARABRAUNERDE

### 5.4.1 Methodische Probleme

In Abb. 14 sind die Gesamt-C-Austräge der einzelnen Bewässerungs-Varianten im Winter-Bewässerungs-System getrennt nach den Bewässerungs-Abschnitten Herbst/Winter 73/74 und 74/75 dargestellt. Die Austrags-Mengen sind in Prozent der Eintrags-Menge angegeben.

Bei der O-Variante erfolgte kein C-Eintrag und in der ersten Bewässerungs-Phase wegen fehlender Sickerwasser-Spende auch kein C-Austrag. Ein Austrag trat erst in der 2. Bewässerungs-Phase auf. Da kein Eintrag vorlag, wurde der C-Austrag der O-Variante aus Gründen des Vergleichs mit den anderen Varianten auf einen angenommenen C-Eintrag von 1004 g $C/m^2$ bezogen und in % ausgedrückt. Diese C-Menge entspricht dem C-Eintrag der AW 200 mm-Varianten in beiden Bewässerungs-Perioden.

Dasselbe wurde mit der Variante DWt 200 gemacht, die infolge Bewässerung mit demineralisiertem Wasser keinen C-Eintrag hatte. In den Varianten DWt 500 und DWt 1000 wurde der C-Austrag auf den C-Eintrag der mit Abwasser behandelten Vergleichsvarianten bezogen, also 2510 und 5020 g $C/m^2$.

Es zeigt sich, daß alle Varianten, die nur demineralisiertes und natürliches Niederschlags-Wasser erhalten haben, bereits einen relativ hohen C-Austrag aufweisen. Bei der Variante DWt 200 ist er sogar höher als der C-Austrag der Varinate AWt 200, und zwar in beiden Bewässerungs-Perioden. In der Variante DWt 500 ist er höher als in AWt 500, aber nur im 2. Bewässerungs-Abschnitt.

Die Erklärung für diesen hohen "Grund-Austrag", besonders aber für die Erniedrigung des Grund-Austrages durch die Bewässerung mit Abwasser ist schwierig. Es bieten sich folgende Erklärungs-Möglichkeiten:

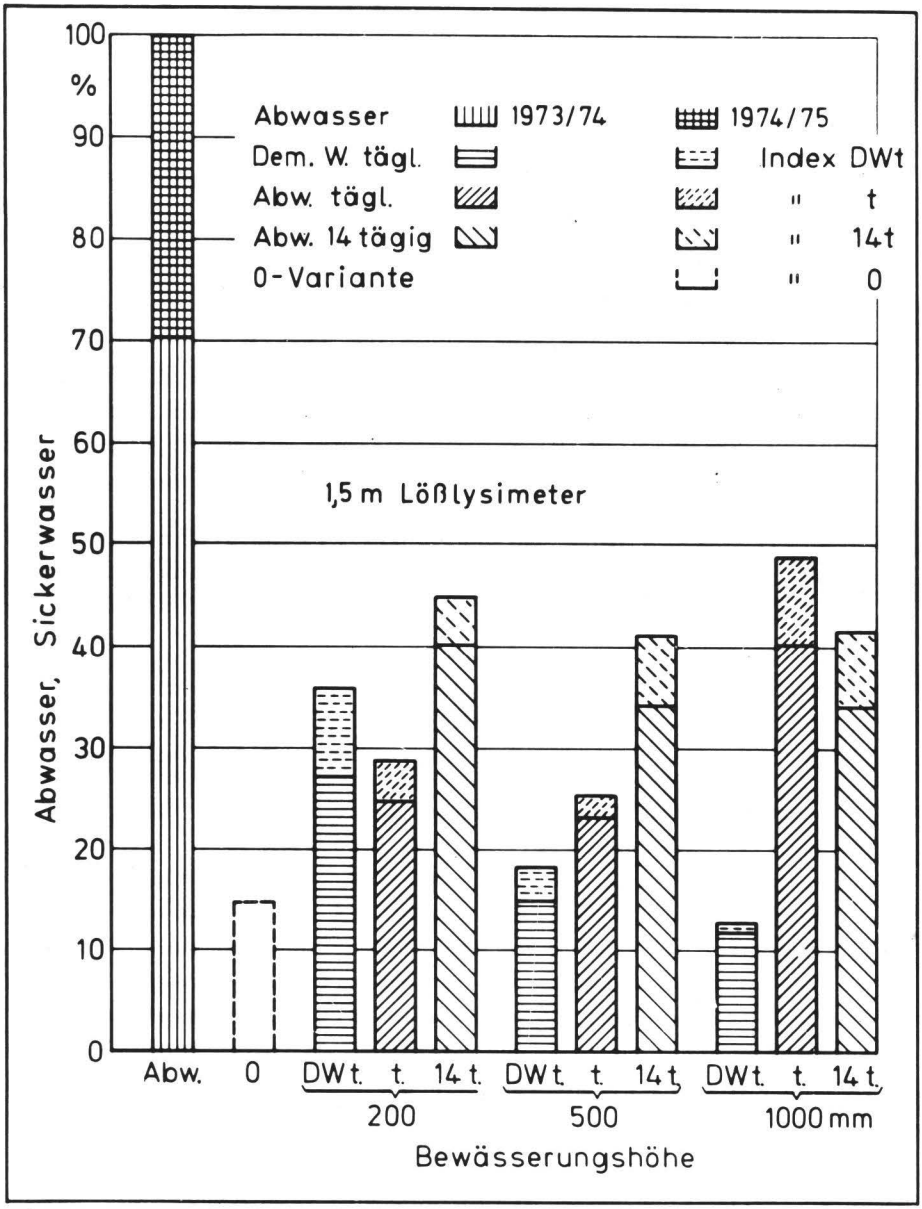



ABB. 14: KOHLENSTOFF-AUSTRAG MIT DEM SICKERWASSER IN % C DES BEWÄSSERUNGS-WASSERS BEI VERSCHIEDENEN BEWÄSSERUNGS-VARIANTEN (1973/74 UND 1974/75)

1.) Austrag von bodenbürtigem C: Vergleichs-Untersuchungen über den C-Austrag durch Dränwasser mit derselben C-Bestimmungs-Methode lieferten nur sehr geringe Beträge. Gleiches wurde bei der Elution von frühjahrsfeuchten Boden-Proben festgestellt, die am Entnahme-Standort der Monolith-Lysimeter entnommen und mit demineralisiertem Wasser eluiert wurden.

Erst nach einer absoluten Trocknung dieser Proben fanden sich im Eluat beträchtlich höhere C-Konzentrationen. Um zu quantitativen Abschätzungen des möglichen C-Austrages zu gelangen, wurden aus jedem Boden-Horizont 200 g Boden-Material getrocknet und dann mit der ca. 10fachen Menge an demineralisiertem Wasser perkoliert, das bei 1000 mm-Bewässerungs-Höhe im Lysimeter innerhalb einer Bewässerungs-Phase hindurchlaufen würde.

Dabei zeigte sich, daß aus dem Ah-Horizont etwa 2mal so viel C wie aus dem Al-Horizont, etwa 18 bis 20mal so viel wie aus dem Bt1- und etwa 40mal so viel wie aus dem Bt2-Horizont ausgetragen wurde.

Aufgrund einer Modell-Rechnung ergab sich daraus für die Löß-Parabraunerde-Monolithe ein möglicher C-Austrag von etwa 380 g C/$m^2$. Der gesamte Grund-Austrag während der Versuchs-Dauer lag bei den Varianten

| | | |
|---|---|---|
| O | bei | 74 g C/$m^2$ |
| DWt 200 | " | 358 g " |
| DWt 500 | " | 453 g " |
| DWt 1000 | " | 635 g " |

Da die Lysimeter nach ihrer Entnahme sehr stark ausgetrocknet waren, ist damit zu rechnen, daß als Folge dieser Trocknung der Humus-C-Austrag beträchtlich war.

2.) Das die Lysimeter durchströmende Wasser kann aus den aus Polyester bestehenden Mänteln organische Verbindungen herauslösen - ein Umstand, der bei den Sand-Lysimetern in ihren PVC-Rohren wegfiel.

In einem Vorversuch (a) wurden bei einem 4 Monate dauernden Kontakt von 2,5 $m^2$ frisch präparierter Polyester-Mantel-Oberfläche mit 300 l aqua demin. 3,3 g C gelöst. Ferner (b) wurde eine mit Glasfaser-Polyester-Harz beschichtete Metall-Platte von 0,2 $m^2$ Oberfläche, ca. 1,5 Jahre lang in 24 l aqua demin. aufbewahrt. Dabei wurden 180 mg C/l, entsprechend 4 g C insgesamt gelöst. Im ersten Fall (a) würde der C-Austrag pro $m^2$ Boden-Querschnitts-Fläche 20 g C, im 2. Fall (b) 310 g C entsprechen.

Die Erklärungs-Möglichkeiten 1.) und 2b) würden zusammengenommen ausreichen, um selbst den hohen C-Austrag der Variante DWt 1000 zu erklären, der sich dann zu je ca. 50 % aus Humus-Auswaschung und Polyester-Korrosion zusammensetzte.

Abb. 15, oberes Diagramm, zeigt, daß der durch 1.) und 2b) bedingte C-Grund-Austrag langsam abklingt, dazu aber beide Bewässerungs-Abschnitte benötigt.

3.) Als Antwort auf die Frage, warum die Bewässerung mit Abwasser eine Verminderung des C-Grund-Austrags verursacht, müssen vorerst - bis zur Klärung der Retentions- und Abbau-Anteile durch Zerlegung der Lysimeter - die folgenden theoretischen Überlegungen dienen: a) Durch Zugabe von leichter abbaubarer organischer Substanz und durch die Zwangs-Beimpfung des Bodens mit abbauaktiven Mikroorganismen kann evtl. der biochemische Abbau auch der mobilen organischen Komponenten des Bodens gefördert werden. b) In allen Abwasser-Varianten ist der Sickerwasser-Austrag geringer als in den aqua demin.-Varianten. c) Der hohe Kalk-Gehalt des Abwassers kann zu einer Flockung der mobilen organischen Boden-Komponente beitragen.

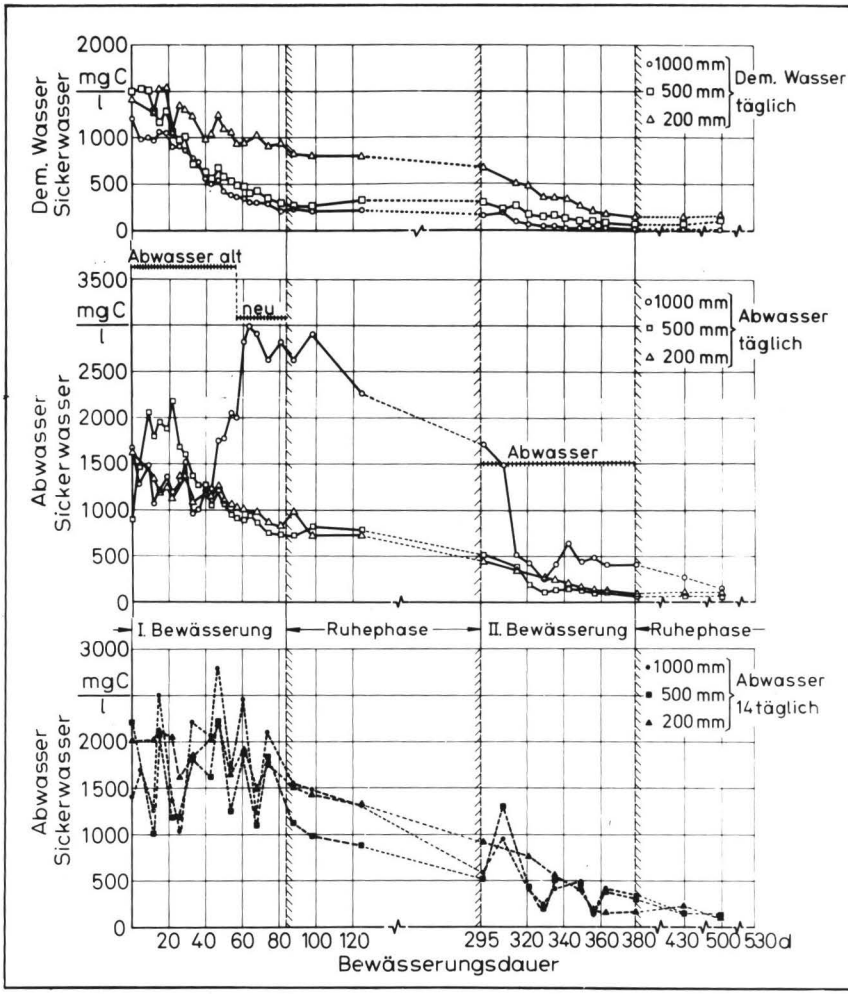



ABB. 15: KOHLENSTOFF-KONZENTRATION DES ABWASSERS UND SICKERWASSERS
HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 u. 1974/75
LÖSS-PARABRAUNERDE

### 5.4.2 Konzentrations-Zeitgänge

Herbst/Winter-Bewässerungs-System: Der hohe C-Grund-Austrag verschleiert den Einfluß der Abwasser-Gaben auf die C-Konzentration des Sickerwassers (Abb. 15). Nur bei der Variante AWt 1000 ist erkennbar, daß sich - ähnlich wie beim Sand - in Abhängigkeit von der Abwasser-Gabe nach 50 - 60 Tagen ein C-Konzentrations-Maximum im Sickerwasser einstellt.

Bei Intervall-Bewässerung machen sich dagegen von Anfang an in allen Bewässerungshöhen-Varianten starke C-Konzentrations-Stöße im Sickerwasser bemerkbar, die bis zu 77 % der Abwasser-C-Konzentration erreichen.

Dies bestätigt wiederum den Befund, daß bei einer Wasser-Sättigung der Löß-Parabraunerde bis zur NSKO - besonders bei den hohen Wasser-Gaben in der Intervall-Bewässerung - ein beträchtlicher Teil des organischen C sehr schnell mit dem ungespannten Sickerwasser in den groben Poren-Leitbahnen zum Grundwasser abfließen kann.

Sommer-Bewässerungs-System: Hier trat ein ähnlicher Abfall der C-Grund-Konzentration des Sickerwassers ein.

Zu Beginn des 1. Bewässerungs-Abschnittes (III. Quartal 74) war die C-Konzentration im Sickerwasser ähnlich wie bei der 1. Herbst/Winter-Bewässerung mit 1180 mg C/l sehr hoch. Infolge "Verdünnung" durch das nur schwach C-haltige "Sommer-Abwasser" (120 mg C/l) sank sie auf 120 mg C/l (Variante AW 14t 1000) bzw. 465 mg C/l (Variante AW 14t 200).

In der anschließenden 3/4jährigen Ruhepause stellte sich bei AW 14t 200 ein C-Konzentrations-Maximum von 650 mit anschließendem Abfall auf 250 mg C/l ein, bei AW 14t 1000 ein kontinuerilicher Abfall von 100 auf 70 mg C/l Sickerwasser ein.

In der Bewässerungs-Phase 2 (III. Quartal 75) - Abwasser-C-Konzentration 220 --➤ 60 mg/l - wurden im Sickerwasser nur noch Maximal-Konzentrationen von 197 (1000 mm) und 166 (200 mm) mg C/l erreicht.

Durch den starken anfänglichen C-Grundaustrag ließ sich bislang in keinem der beiden Bewässerungs-Systeme eine bilanzmäßige Erfassung der Retentions-Leistung der Löß-Parabraunerde für den organischen Kohlenstoff durchführen.

## 5.5 DISKUSSION

Aus den genannten methodischen Gründen lassen sich bislang nur für die Sand-Modell-Böden Vergleiche des Sommer- mit dem Herbst/Winter-System durchführen. Als gravierender Faktor wirkt sich hierbei die Qualität des zur Bewässerung verwendeten Abwassers aus. Infolge der halbjährigen Speicherung des Abwassers in Stapel-Teichen sind die C-Gehalte des "Sommer-Abwassers" wesentlich geringer als die des frischen Abwassers im Herbst. Obwohl die Retention des Sommer-Abwassers im Boden prozentual etwa gleich und eher geringer als die des "Herbst/Winter-Abwassers" ist, werden durch die niedrigen C-Konzentrationen im Sommer höhere Konzentrations-Stöße an organischem C im Sickerwasser vermieden.

In Abb. 16 ist die prozentuale C-Retention (genauer: Abbau + Retention) in Abhängigkeit vom C-Gesamt-Eintrag eines Bewässerungs-Abschnittes für die Modell-Sand-Böden dargestellt. Der C-Eintrag im Herbst/Winter 73/74 wird mit der C-Retention bis zum Beginn der nächsten Bewässerungs-Periode (Herbst 74) verglichen.

Die Kurven folgen der allgemeinen Funktion

$$y = e^{c - ax}$$

y = C-Retention (Abbau-Grad) in %
x = C-Eintrag, $g/m^2$ (pro Bewässerungs-Quartal)

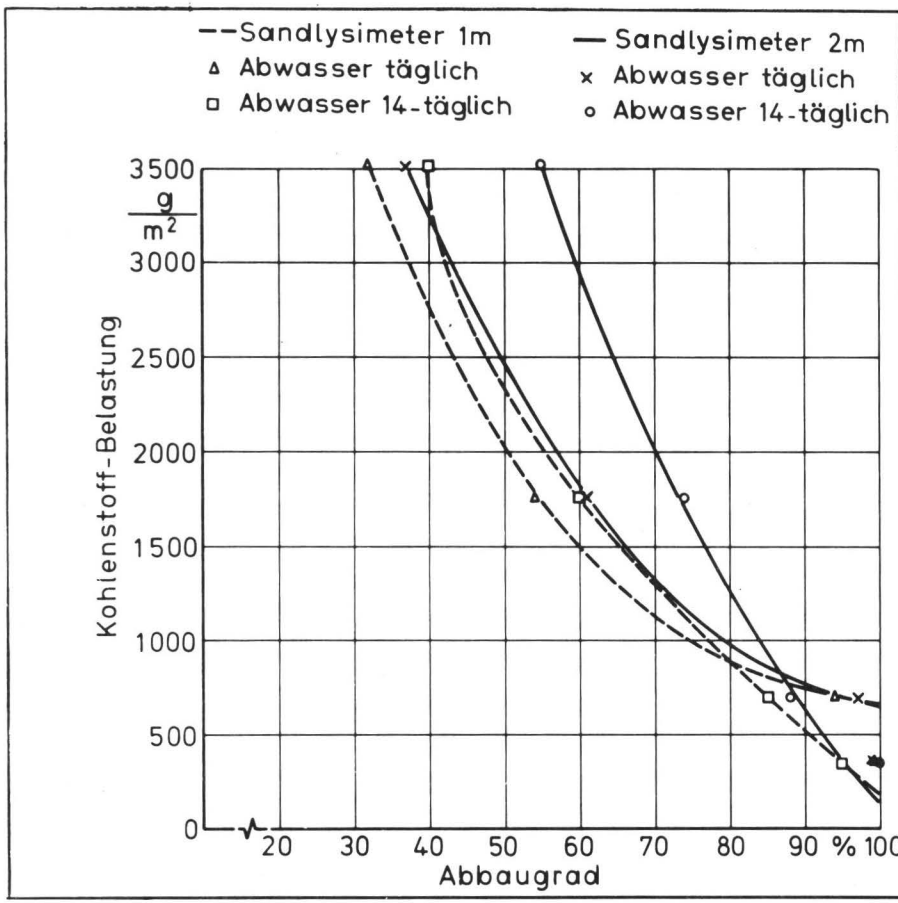



ABB. 16: RETENTIONS- (ABBAU-) LEISTUNG DES BODENS IN ABHÄNGIGKEIT VON DER ABSOLUTEN BELASTUNG
SAND-MODELL-BODEN 1 M U. 2 M GWST

Für die beiden Bewässerungs-Abschnitte ergaben sich folgende Mittelwerte für c und a

| | c | a | n | r |
|---|---|---|---|---|
| 1973/74 | 4,6823 | $28,68 \cdot 10^{-5}$ | 16 | $0,945^{xxx}$ |
| 1974/75 | 4,6176 | $13,58 \cdot 10^{-5}$ | 16 | $0,863^{xxx}$ |

Das heißt, daß unter Gras-Bewuchs im Winter 1974/75 die Retentions-Kurven steiler mit größerer Retentions-Leistung als im Winter 73/74 ohne Bewuchs (Abb. 16) verliefen.

KRAMER (44) bezeichnete die Summe von Retention und Abbau der organischen Substanz im Boden summarisch als "Abbau". Er stellte für den von ihm untersuchten Auen-Boden bei Walschleben/Gera ein sog. "Abbau-Gesetz" auf, nach dem die Boden-Tiefe und die Abwasser-Konzentration bei vorgegebener Abwasser-Menge (200-1800 mm) die Reinigungs-Leistung wie folgt bedingen:

$$T = c \cdot \log \frac{A_O}{A_T}$$

T = Bodentiefe cm

$A_O = BSB_5$ - Wert des Abwassers

$A_T = BSB_5$ - Wert im Sickerwasser in Tiefe T

$$c = \frac{T}{\log \frac{A_1}{A_2}}$$

$A_1$, $A_2$ = Rest-$BSB_5$ im Sickerwasser in den Tiefen $T_1$ und $T_2$ (30 und 60 cm)

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| c | 3 x 50 mm | Abwasser | 98 | Ø 122 |
| | 3 x 150 mm | " | 108 | |
| | 3 x 450 mm | " | 168 | |

Diese Gleichung ließ sich auf unsere Sand-Böden nicht anwenden, da im Fließ-Gleichgewichts-Zustand die Unterschiede in der Sickerwasser-C-Konzentration bei 1 und 2 m GWS-Tiefe so gering waren, daß c nach $\infty$ tendierte. Dies gilt besonders nach Erreichen der NSKO.

Da KRAMER mit dem $BSB_5$ arbeitet, wir aber für die Bilanzierung das oxydimetrisch erfaßbare organische C verwenden, ergibt sich die Frage, ob die Unterschiede zwischen den beiden Abbau-Charakteristiken hierdurch bedingt sind.

In dem Winter-Bewässerungs-Versuch 73/74, für den die Retentions-Charakteristik (Abb. 16) erstellt wurde, war Abwasser verwendet worden, bei dem der $BSB_5$ 46 % des CSB (9600 mg $O_2$/l) betrug. Im Sickerwasser betrugen die Anfangs-$BSB_5$-Werte nach Erreichen des Durchbruchs-Punktes 38 % der CSB-Werte. Sie begannen dann sehr stark von Messung zu Messung zu schwanken (bis zu 50 %), ließen aber bis zum Erreichen des C-Konzentrations-Maximums ein fallendes $BSB_5$/CSB-Verhältnis erkennen ($BSB_5$ = 21 % des CSB). Dies deutet darauf hin, daß im Fließ-Gleichgewichts-Zustand offenbar die biochemisch leichter abbaubaren Komponenten des Abwassers stärker als zu Anfang der Bewässerung vom Boden zurückgehalten oder im Boden mineralisiert werden. Jedoch ergab sich auch hierbei kaum eine Differenz in Abhängigkeit von der Filter-Strecke, so daß sich auch für den $BSB_5$ die KRAMERsche Funktion nicht anwenden ließ.

MALY (48) stellte in Labor-Modell-Versuchen an Böden verschiedener Körnungs-Arten fest, daß die Reinigungs-Leistung der künstlich in Lysimeter eingefüllten Böden für eine Reihe von kontaminierenden Stoffen in häuslichem Abwasser eine Funktion der Körnungs-Art ist. Er errechnete für die einzelnen Körnungs-Arten die Filterstrecken, die zu einer nicht näher definierten "weitgehenden" Reinigung der Sickerwasser von den wichtigsten Kontaminanten erforderlich sind. Danach ergäbe sich für unseren Sand-Modell-Boden eine erforderliche Filterstrecke bis zum Grundwasser von etwa 4 m, für die Löß-Parabraunerde von ca. 1,2 m. Die Ergebnisse unserer Untersuchungen zeigen, daß derartige Aussagen hinsichtlich ihrer Übertragbarkeit auf natürliche Verhältnisse mit ihrer Niederschlags- und Kapazitäts-Beeinflussung der Sicker-Wasser-Spende und -Qualität offenbar nur einen sehr begrenzten Wert haben.

Bessere Übereinstimmungen unserer Versuche ergeben sich dagegen mit den Aussagen von HUSEMANN und WESCHE (35) über die Filterleistung der Berliner Rieselfelder und eines Lysimeter-Bodens (schluffiger Sand) bei einjähriger Versuchs-Dauer. Verwendet wurden Abwässer mit geringer organischer Belastung ($BSB_5$: 38-137) mg/l.

Abwasser-Gabe: 12 x 30 = 360 mm
$BSB_5$: 137 mg/l = 51 mg C/l
Gesamt-Belastung: 18,4 g C/$m^2$ ($BSB_5$-C-Äquivalent)

Sowohl bei bewachsenem wie bei unbewachsenem Boden wurde bereits bei Filter-Strecken von 1 m eine $BSB_5$-Retentions-Leistung von 95 % erzielt, wenn eine zu starke Vernässung des Bodens vermieden wurde.

Übereinstimmungen ergeben sich auch mit den Untersuchungen von CATROUX et al. (10). Sie befaßten sich bei Untersuchungen an französischen Zucker-Fabriken einerseits mit den technischen Möglichkeiten einer Verringerung der absoluten organischen Belastung des Abwassers, bezogen auf die Menge an verarbeiteten Rüben, wie dies auch von SCHNEIDER, HOFFMANN-WALBECK und KOLLATSCH (65) getan wurde. Andererseits wurden auch die Möglichkeiten einer Reinigung des Abwassers über die Land-Behandlung geprüft.

Auf 1 m lange Lysimeter mit stark schluffigem, tonigem Boden wurden während eines halben Jahres (Dez. - Juni) 2 x 250 mm Abwasser ausgebracht. Es fielen 110 mm Niederschlag, und 450 mm Sickerwasser traten aus. Das Abwasser hatte einen mittleren CSB von 187 mg/l (70 - 420). Die Gesamt-Belastung betrug 1100 g CSB/$m^2$, und mit dem Sickerwasser wurden 84 g CSB/$m^2$ ausgetragen. Dies entspricht einer Retention von 92,3 %, und dieser Wert fügt sich in die von uns oben angegebene Retentions-Charakteristik.

SCHNEIDER, HOFFMANN-WALBECK und KOLLATSCH (65) stellten besonders den pH-Wert des Abwassers als eine der bestimmenden Größen für den Kohlenstoff-"Abbau" im Boden in den Vordergrund.

Dies kann durch unsere Untersuchungen jedoch nicht bestätigt werden. Wir verwendeten Abwasser folgender Qualität:

| | | Herbst/Winter 73/74 | H/W 74/75 | Sommer 74 | Sommer 75 |
|---|---|---|---|---|---|
| pH | | 7,3 | 7,1 | 4,7 | 8,4 | 8,3 |
| Ca mg/l | | 2100 | 2040 | 660 | 48 | 102 |
| Kationen - min.Säure-Anionen | meq. | 197 | 169 | 38 | 19 | 18 |

Auch bei dem Herbst/Winter-Abwasser 1974/75, das aus einer Zuckerfabrik mit Scheideschlamm-Separation stammte und dementsprechend niedrige pH-Werte aufwies, wurde keine wesentliche Verringerung, eher noch eine Verbesserung der Retentions-Leistung des Bodens festgestellt.

Es ist dabei zu berücksichtigen, daß der pH-Wert des Abwassers ein komplexer Parameter ist. Die Summe der Kationen-Äquivalente überwiegt im Abwasser stark die Summe der Anionen-Äquivalente von $Cl^-$, $SO_4^{--}$ und $PO_4^{---}$, wozu besonders der hohe Anteil an Erdalkali-Kationen beiträgt. Soweit diese nicht zur Neutralisation organischer Säuren dienen, liegen sie als Hydrogencarbonate gelöst vor und werden damit pH-bestimmend. Für die Retention oder den Abbau des organischen Kohlenstoffs im Boden dürfte der Ca-Gehalt des Abwassers von größerer Bedeutung sein, der selbst im "Sommer"-Abwasser als ausreichend anzusehen ist, aber eben nicht mit dem pH-Wert korreliert ist.

IMHOFF (36) berechnete aufgrund des im Boden vorhandenen Poren-Raumes ein "Sauerstoff-Potential" für den biologischen Abbau der organischen Substanz, das bei 1 m Filter-Strecke pro ha 560 kg $O_2$ beträgt. KRAMER (44) fand jedoch bei seinen Untersuchungen - in denen er allerdings die "C-Retention" voll als "C-Abbau" betrachtete - allein für 30 cm Bodentiefe ein "O-Potential", das 26mal so hoch wie das von IMHOFF angegebene war. Für 1 m Boden-Tiefe war der Wert 15mal so hoch.

Betrachten wir die C-Retention in unseren Versuchen ebenfalls ausschließlich als einen "Abbau" der organischen Substanz, so ergäben sich z.B. für die Versuchs-Variante "Sand 1 m AWt 1000" bei einer Retention von 1267 g $C/m^2$ im Versuchs-Abschnitt Herbst/Winter 1974/75 und Frühjahr 1975 34000 kg $O_2$-Verbrauch pro ha, was dem 60fachen des von IMHOFF angegebenen "O-Potentials" entspräche. Es muß jedoch betont werden, daß wir bislang zum tatsächlichen Ausmaß von biologischer Mineralisierung und physikochemischer Retention des organischen C im Boden noch keine Daten haben, was allerdings auch für KRAMER (44) gilt.

KRAMER (44) schreibt dazu: "Diese Ergebnisse beweisen nicht nur, daß der Gashaushalt des Bodens nicht statischen, sondern ausschließlich dynamischen Prozessen unterliegt, sondern auch, daß neben kolloiden Adsorptionserscheinungen auch spontan enzymatisch und fermentativ verursachte Umwandlungsvorgänge eintreten müssen, durch die der zum Abbau benötigte Sauerstoff erst in der nach der Berieselung erforderlichen Regenerationsphase wirksam zu werden braucht".

Die von ihm getroffene Feststellung, daß durch eine Intervall-Bewässerung mit dazwischen liegenden "Regenerations-Phasen" die C-Retention des Bodens gefördert wird, läßt sich jedoch durch unsere Versuche nicht voll bestätigen. Zwar wurde bei Anwendung hoher Abwasser-Gaben auf unbewachsenem Boden im Herbst/Winter 1973/74 unter Intervall-Bewässerung in der Regel mehr organisches C retiniert als bei täglicher Bewässerung, doch war im Winter 74/75 bei Gras-Bewuchs kaum ein Unterschied zwischen beiden Verfahren der Ausbringung festzustellen.

## 5.6 AUSBLICK: BEMESSUNG VON VERREGNUNGS-FLÄCHEN

Stellt man die Forderung, daß bei der Boden-Passage des Abwassers eine mindestens 95 %ige Retention des organischen C (CSB) zu erfolgen hat, legt man weiter einen mindestens 1 m betragenden Abstand zwischen Boden-Oberfläche und Grundwasser-Spiegel zugrunde und bezieht man sich auf die an Sand-Böden ermittelten Reinigungs-Leistungen in der Annahme, daß diese auch von den feiner körnigen Böden mindestens erbracht werden, so lassen sich etwa folgende Berechnungs-Grundlagen für die Bemessung von Verregnungs-Flächen in den von THORMANN (71) aufgenommenen Zuckerfabriken heranziehen:

Als Beispiel diene eine Fabrik mit

150 000 t verarbeiteter Rüben pro Jahr innerhalb von ca.75 Tagen
2 000 t Tages-Verarbeitungs-Leistung, was bei 50 % Abwasser-Anfall...
1 000 $m^3$ Abwasser entspricht. Bei einem mittleren Gehalt an oxydimetrisch erfaßbarem C von 4000 mg/l (= ca. 10 000 mg CSB/l) entspricht dies
4 000 kg C/Tag bei Scheideschlamm-Beseitigung über das Abwasser.

Bei unbewachsenem Boden und maximalen Abwasser-Tages-Gaben können bis zur Erreichung der geforderten Reinigungs-Grenze maximal 200 mm Abwasser pro Kampagne verregnet werden. Bei dem oben genannten CSB-Tagesanfall würde dafür eine Fläche von ca. 0,6 ha/Tag benötigt. Für die Kampagne müßten somit 43 ha Ausbringungs-Fläche bereit gehalten werden.

Würde im Zuge einer Intervall-Bewässerung die Flächen-Belastung mit Abwasser zu höheren Bewässerungs-Intensitäten führen, so sinkt die Belastbarkeit auf 100 - 150 mm Abwasser pro Kampagne, wodurch der Flächen-Bedarf auf 65 - 85 ha steigt.

Auf bewachsenen Flächen steigt die Belastbarkeit bei täglicher Abwasser-Dosierung um etwa 50 %, bei 14täglicher Intervall-Bewässerung nach unseren Messungen um bis zu 100 %.

Neben der Einsparung von Beregnungs-Fläche durch Bewuchs, wie sie besonders durch Gras-Einsaat oder Winter-Zwischenfrüchte hergestellt werden kann, sind auch die durch den Bewuchs verringerte Gefahr der Oberflächen-Verschlämmung, des Oberflächen-Abflusses und der strukturellen Homogenisierung des Oberbodens (z.B. Vermeidung von raschem Abwasser-Abfluß in Grobporen) als Vorteil zu bewerten. Dies kommt bereits in älteren Verwaltungs-Vorschriften , z.B. vom Verwaltungspräsidium Braunschweig (86) zum Ausdruck, nach denen die Verregnung von Zuckerfabrik-Abwassern nur auf einem pflanzenbedeckten Boden erfolgen sollte.

Auch die Landbehandlung zwingt zu einer engen Führung des Wasser-Kreislaufs in den Zucker-Fabriken. Nach SCHNEIDER in (87) und CATROUX et al. (10) verringert eine enge Kreislauf-Führung trotz C-Konzentrations-Erhöhung im Abwasser den absoluten C-Ausstoß wie folgt:

Fabrikenvergleich nach CATROUX (10)

| Abwasser ($m^3$) / Rüben (t) | CSB (kg/1000 t Rüben) |
|---|---|
| 0,21 | 1025 |
| 0,45 | 1156 |
| 1,02 | 5998 |
| 2,01 | 4407 |
| 5,78 | 5901 |
| 6,67 | 7547 |

Für Fabriken mit Abwasser/Rüben-Quotienten von $\leqq$ 1 finden sich in der von LIMPRICH (47) gegebenen Zusammenstellung von Vorschlägen zum Flächen-Bedarf an Rieselwiesen bei Tages-Verarbeitungs-Mengen von 1000 t Rüben Flächen-Größen von 20 - 90 ha pro Kampagne. Mit unserer Angabe für bewachsene Flächen (16 - 30 ha) liegen wir selbst bei Sand-Böden im unteren Teil des Spektrums dieser Bemessungs-Vorschläge, bei 50 % Abwasser-Ausstoß der verarbeiteten Rübenmenge.

Wir müssen jedoch davon ausgehen, daß die Reinigungs-Leistung des Bodens für die organischen Substanzen des Abwassers tatsächlich auf der biologischen Abbau-Leistung beruht, d.h. von Dauer ist. Sie darf nicht nur in einer physiko-chemischen Filterung bestehen, die nach anfänglich guten Retentions-Effekten zu Verstopfungen ("Vernässungen") und damit zum Verfall der Filter-Leistung führt. Es darf auch nicht zu unzulässigen C-Anreicherungen im Filter-Gerüst kommen, die später den Boden zu einer C-Kontaminations-Quelle für das natürliche Sickerwasser werden lassen.

Der ackerbaulichen Pflege der Verregnungs-Flächen in den Bewässerungs-Ruheperioden ist daher in weiteren Untersuchungen besondere Aufmerksamkeit zu widmen.

# 6. PHOSPHAT-BILANZEN

## 6.1 VORBEMERKUNGEN

Nach herkömmlicher Auffassung unterliegen die Phosphat-Bindungs-Formen der Böden und die in den Boden hineingegebenen Phosphate nur einer geringen Auswaschung, weil aufgrund thermodynamischer Verstellungen die Phosphate in wenig löslicher Bindungs-Form als kristalline Fällungs-Produkte oder als Sorbate gespeichert werden.

Die durch Abwasser-Einleitung bewirkten "umweltfeindlichen" Belastungen von Oberflächen-Gewässern und Grundwasser durch eutrophierende Phosphate sind Gegenstand zahlreicher Untersuchungen und haben weitgehende Diskussionen um die zulässigen P-Höchstmengen bei der Abwasser-Abgabe ausgelöst - vgl. die Zusammenstellungen bei ELSTER et al. (23), VOLLENWEIDER (73) und WELTE (77).

Häufig wird aufgrund der oben genannten theoretischen Vorstellungen erwogen, im Bedarfs-Fall den Boden als chemisches (Phosphat-) Filter, d.h. als sog. "3. Reinigungs-Stufe" bei der Entphosphatung von Abwassern einzusetzen. Zahlreiche Befunde - und das werden auch die von uns durchgeführten Untersuchungen zeigen - weisen jedoch darauf hin, daß gerade bei hohen Bewässerungs-Intensitäten die Filter-Leistung verschiedener Böden für Phosphate leicht überschätzt werden kann.

Dies hängt einerseits mit dem hohen Wasser-Durchsatz, andererseits aber besonders mit der Dispersität der mit dem Abwasser zugeführten Phosphat-Formen zusammen. Liegen z.B. die gefällten Ortho-Phosphate und die organischen Phosphate im Abwasser in feinkolloider Suspension vor, so kann u.U. - ähnlich wie bei der in den vorhergehenden Abschnitten behandelten organischen Substanz - eine nur wenig gehemmte Boden-Passage die Folge sein. Untersuchungen von VETTER und KLASING (72) weisen z.B. darauf hin, daß bei hohen Gehalten organischer, feinkolloidal zerteilter P-Fraktionen in tierischen Flüssig-Abfällen bei der Ausbringung auf Sand-Böden eine beträchtliche Tiefen-Verlagerung dieser

P-Komponenten eintritt, wenn die Ausbringungs-Intensitäten sehr hoch sind.

Auch die im Abwasser gelöst vorliegenden Phosphate werden bei hohen Durchsatz-Geschwindigkeiten des Abwassers nicht immer vollständig im Boden gefällt, sorbiert und dadurch retiniert. Fällungs-Prozesse auf den Mineral-Oberflächen oder das für eine mechanische Retention erforderliche Wachstum der Fällungs-Körper benötigen gewisse Reaktions-Zeiten, die bei hohen Abwasser-Ausbringungs-Intensitäten und dementsprechend kurzen Verweil-Zeiten der Lösungen im Boden häufig nicht gewährt werden.

## 6.2 METHODISCHE PROBLEME

Eine methodische Schwierigkeit der Erfassung und Parametrisierung der P-Filterleistung besteht in folgendem: Das Abwasser wie auch der Boden enthalten P in verschiedenen Bindungs-Formen. Die einzelnen mineralischen und organischen P-Fraktionen des Abwassers erfahren bei der Boden-Passage Umwandlungen und Mengen-Veränderungen. Andererseits werden durch das Abwasser die P-Fraktionen des Bodens in unterschiedlicher Weise mobilisiert und mit dem Sickerwasser in das Grundwasser ausgetragen.

Eine kausalanalytische Untersuchung der P-Bilanzen bei einer Abwasser-Passage setzte im Grunde wie z.B. beim Stickstoff das Arbeiten mit isotopisch markierten Phosphaten und die chemische Fraktionierung der verschiedenen P-Bindungs-Formen im Eintrags- und Austrags-Wasser voraus. Methodisch stellt aber gerade die Fraktionierung von P-Bindungsformen in Abwassern und Sickerwassern eine aufwendige und methodisch noch nicht in allen Einzelheiten geklärtes Vorhaben dar.

Im folgenden wird daher die Bestimmung des Gesamt-P zur Grundlage einer vorläufigen Phosphat-Bilanzierung gemacht.

## 6.3 P IM ABWASSER

Das verwendete Zuckerfabrik-Abwasser hatte folgende Gehalte an P (t):

| | | | |
|---|---|---|---|
| Herbst/Winter | 1973/74 | 19,6 mg P/l | |
| | | 9,5 mg " | |
| Herbst/Winter | 1974/75 | 3,9 mg " | (Scheideschlamm-frei) |
| Sommer | 1974 | 1,3 mg " | |
| Sommer | 1975 | 3,0 mg " | |

Die Gehalte sind also sehr schwankend, wobei offenbar die Dauer der Zwischenlagerung in Stapel-Teichen und das Absetzen der im Ca-hydrogencarbonat-reichen Milieu gefällten Ca-Phosphate und der organischen Phosphate eine wesentliche Rolle spielt.

Die vorliegenden P-Mengen sind überwiegend als kolloidales Ca-Phosphat zu deuten. Im "Sommer-Abwasser" 1975 betrug der Orthophosphat-Anteil 88 % des P (t).

## 6.4 BODEN-PHOSPHATE UND IHR AUSTRAG MIT NIEDERSCHLAGS- UND DEMINERALISIERTEM WASSER

Die P (t)-Konzentrationen und -Austräge im natürlichen Sicker-Wasser der Test-Böden können wie folgt angesetzt werden:

| | | | |
|---|---|---|---|
| Sand | max. 0,35 | durchschn. 0,07 mg P/l | entspr. 22 mg P/m$^2$ Jahr |
| Löß | max. 0,15 | durchschn. 0,05 mg P/l | entspr. 7 mg P/m$^2$ Jahr |

bei einer Jahres-Niederschlags-Höhe von 614 mm (Göttingen) und einer Jahres-Sickerwasser-Spende von 51 % beim Sand und 21 % beim Löß.

Die Bewässerung mit demineralisiertem Wasser führte sowohl zu einer beträchtlichen Erhöhung der P-Konzentration im Sickerwasser als auch zu einer Vergrößerung des P-Austrages. Tab. 20 verdeutlicht das Problem des Phosphat-Austrages bei übersteigertem Angebot an demineralisiertem Auftrags-Wasser.

Tab. 20: P-Konzentrationen und P-Austrag im Sickerwasser der mit demineralisiertem Wasser bewässerten Varianten.
Angaben: mg P/l und mg P/$m^2$

| Variante | Bewässerungs-Quartal | Erreichte Sickerwasser-Konzentrationsmaxima | P(t) Austrag in Bewäss.-Phase und anschließ. Ruhephase | P(t) Austrag Dez. 73 bis Ende Juni 75 | kg P/ha |
|---|---|---|---|---|---|
| SAND 1 m | | | | | |
| 500 DWt | H/W 73/74 | 0,8 | | | |
| 1000 DWt | H/W 73/74 | 2,6 | 1510 | | |
| | H/W 74/75 | 4,8 | 4310 | 5820 | 58 |
| SAND 2 m | | | | | |
| 1000 DWt | H/W 73/74 | 1,2 | 350 | | |
| | H/W 74/75 | 1,9 | 2050 | 2400 | 24 |
| LÖSS 1,5 m | | | | | |
| 1000 DWt | H/W 73/74 | 0,4 | 140 | | |
| | H/W 74/75 | 0,6 | 450 | 590 | 6 |

Das mit dem Sickerwasser ausgetragene P besteht überwiegend aus Orthophosphaten. In der Variante Sand 2 m DWt wurden bei der Herbst/Winter-Bewässerung 1974/75 zu 12 Entnahme-Terminen die Ortho-Phosphat-Anteile am Sickerwasser-P(t) bestimmt. Sie stiegen von 65 auf 100 % und lagen im Mittel des Bewässerungs-Quartals bei 84 %.

Offenbar bewirkt das demineralisierte Wasser eine erhöhte Auflösung von mineralischen Boden-Phosphaten. Es wird zu zeigen sein, daß dies bei Verwendung des Zuckerfabrik-Abwassers bei gleicher Wasser-Menge nicht der Fall ist. Der hohe Ca-hydrogencarbonat-Gehalt und das höhere pH bzw. die Pufferung des Abwassers drücken offensichtlich die Löslichkeit der Boden-Phosphate.

Exkurs: Das Phänomen, daß mit steigendem Angebot von demineralisiertem Wasser die Konzentration und der Austrag von P im Sickerwasser ansteigen, ist für das Problem des P-Austrags aus landwirtschaftlichen Nutzflächen von genereller Bedeutung. In Zusammenhang mit Untersuchungen an Wasser-Einzugs-Gebieten von Talsperren weist BERNHARDT (6) auf den hohen P-Austrag aus ackerbaulich benutzten Arealen gegenüber dem Wald hin, besonders bei starken Niederschlags-Intensitäten. Die generelle Erklärung, daß es sich dabei um P handelt, das durch Oberflächen-Abfluß zusammen mit erodiertem Boden-Material in die Fließ-Gewässer gelangt, ist wenig befriedigend, zumal auch KOLENBRANDER (42) - allerdings ohne kritische Wertung - in seiner Zusammenstellung von Lysimeter-P-Austrägen starke witterungs- und saison-bedingte Schwankungen des P-Austrages findet. Die im Vorstehenden mitgeteilten Befunde eröffnen die Möglichkeit, starke P-Austräge auch als Folge einer verstärkten Niederschlags-Passage bei hohen Niederschlags-Intensitäten zu deuten - ein Problem, dem besonders in landwirtschaftlichen Beregnungs-Betrieben besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden sollte.

Es ist wohl nicht davon auszugehen, daß ein verstärktes Angebot von demineralisiertem Wasser in der Weise die Löslichkeit der Boden-Phosphate erhöht, daß infolge von Übernässung des Bodens reduktive Prozesse gefördert werden, die insbesondere zur Löslichkeits-Erhöhung von Fe-Phosphaten beitragen, wie dies aufgrund der Untersuchungen von BRÜMMER (9) an Marsch-Gleyen denkbar wäre. Dann sollte die Bewässerung mit Abwasser, das stark mit reduzierenden organischen Substanzen belastet ist, die Phosphat-Mobilisierung fördern, statt hemmen. Dies war aber selbst bei dem sauren Abwasser im Herbst/Winter 74/75 in unseren Test-Böden nicht der Fall.

## 6.5 SYSTEM: SOMMER-BEWÄSSERUNG (VARIANTEN RBRB) KONZENTRATIONEN UND BILANZEN

Bei der Sommer-Bewässerung mit Abwasser stieg die P-Konzentration langsam an und erreichte innerhalb des Bewässerungs-Quartals ihr Maximum. Nach Tab. 21 steigt bei den Sand-Böden der maximale P-Konzentrations-Wert im Sickerwasser überproportional mit der Abwasser-P-Konzentration, bei der Löß-Parabraunerde dagegen etwa proportional.

Wie beim Cl und C setzt sich der P-Austrag noch lange nach Ende des Bewässerungs-Quartals unter natürlichen Niederschlags-Bedingungen fort und führt - wie das näher untersuchte Beispiel des Sandbodens mit 2 m Grundwasser-Tiefe zeigt - zu erheblichen P-Austrägen. Die in den Boden eingebrachten Phosphate bleiben also zu beträchtlichen Anteilen mobil.

Bei den Modell-Sandböden reduziert ein zunehmender Abstand zwischen Boden-Oberfläche und Grundwasser-Spiegel die P-Austrags-Summe erheblich. Zieht man beim 2 m-Lysimeter den Normal-P-Austrag der O-Varianten vom Gesamt-P-Austrag ab, so sinkt der vom Abwasser herrührende P-Austrag selbst bei der hohen Abwasser-Variante auf weniger als 6 % der Eintrags-Summe. Dies schließt jedoch nicht aus, daß während und nach dem Bewässerungs-Abschnitt auch bei langer Filter-Strecke hohe Phosphat-Austrags-Stöße eintreten - was besonders im Sommer 75 der Fall war, als der Boden mit hoher Wasser-Sättigung (NSKO) in die Bewässerungs-Phase hinein ging.

Probleme mangelnder P-Filtration zeigen sich ebenfalls wieder bei der Löß-Parabraunerde. Hier kommt es bei hohen Abwasser-Gaben (Intervall-Bewässerung!) trotz Gras-Decke wieder zu Durchbrüchen mit hohen Abfluß-Quoten von ungespanntem Sickerwasser zum Grundwasser, wodurch hohe relative Austräge von P bedingt werden. Offenbar ist die Filter-Leistung des Bodens für die in kolloider Dispersion in den groben Poren wandernden Abwasser-Phosphate so gering, daß diese zeitweilig in der Ausgangs-Konzentration des Abwassers in das Grundwasser gelangen.

Tab. 21: P-Konzentrationen (mg P/l) und P-Austrag ($mg/m^2$) im Sickerwasser

SYSTEM: SOMMER-BEWÄSSERUNG

P-EINTRAG: 1974 1246 $mg/m^2$ (Var.1000 mm) 252 $mg/m^2$ (Var.200 mm)

1975 2960 $mg/m^2$ (Var.1000 mm) 592 $mg/m^2$ (Var.200 mm)

| VARIANTE | MAXIMALE SICKER-WASSER-KONZENTR. mg/l IM BEWÄSS.-QUARTAL | | P (t) - A U S T R A G | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | 1 9 7 4 | | 1974/75 | | 1 9 7 5 | | Dez.73 - Okt.75 | |
| | | | IM BEWÄSS.-QUART. | | IN RUHE-PHASE | | IM BEWÄSS.-QUART. | | | |
| | 1974 | 1975 | $mg/m^2$ | % des EINTRAGS | $mg/m^2$ | % des EINTRAGS | $mg/m^2$ | % des EINTRAGS | $mg/m^2$ | % des EINTRAGS |
| SAND 1m | | | | | | | | | | |
| AW 14t200 | 0,10 | 0,62 | 6,3 | 2,5 | n.b. | n.b. | 113,9 | 19,2 | n.b. | n.b. |
| " 1000 | 0,17 | 2,45 | 67,1 | 5,4 | n.b. | n.b. | 800,2 | 27,0 | n.b. | n.b. |
| SAND 2m | | | | | | | | | | |
| AW 14t200 | 0,18 | 0,67 | 6,5 | 2,6 | 49,2 | 19,5 | 17,9 | 3,0 | 73,6 (30) | 8,7 (3,6) *) |
| " 1000 | 0,14 | 0,74 | 50,0 | 4,0 | 87,4 | 7,0 | 148,8 | 5,0 | 286,2 (243) | 6,8 (5,8) *) |
| LÖSS-PBRE | | | | | | | | | | |
| AW 14t200 | 0,34 | 0,98 | 11,8 | 4,7 | n.b. | n.b. | 22,4 | 3,8 | n.b. | n.b. |
| " 1000 | 0,95 | 2,40 | 464,6 | 37,3 | n.b. | n.b. | 1030,5 | 34,8 | n.b. | n.b. |

*) P-Austrag um den Betrag für den natürlichen P-Austrag vermindert.

## 6.6 SYSTEM: HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG (VARIANTEN BRBR) KONZENTRATIONEN UND BILANZEN

### 6.6.1 Konzentrationen im Sickerwasser

Bei der Herbst/Winter-Bewässerung mit hohen Abwasser-Gaben traten in beiden Bewässerungs-Abschnitten schon bald nach Einsetzen der Bewässerung Stöße von hohen P-Konzentrationen im Sickerwasser auf.

Bei der Intervall-Bewässerung der Löß-Parabraunerde und der Sand-Modell-Böden wurden bereits einen Tag nach Aufbringung der ersten Abwasser-Tagesrate von 165 mm P-Konzentrationen von $>$ 1 mg/l im Sickerwasser gemessen. Die höchste P-Konzentration - 14 mg/l - wurde im Sickerwasser der Variante Löß-Parabraunerde AW 14t 500 bestimmt. Sie erklärt sich wieder aus dem Abfluß von ungespanntem Sickerwasser in groben Leitbahnen.

Die sich während der Herbst/Winter-Bewässerung in den Sickerwasser-Abflüssen einstellenden Höchst-Konzentrationen an P liegen über den Maximal-Konzentrationen bei Sommer-Bewässerung. Dies hängt jedoch nur zum Teil mit den höheren P-Konzentrationen des verwendeten Herbst/Winter-Abwassers zusammen. Gerade das stark P-haltige Abwasser 1973/74 liefert - und das bei fehlendem Bewuchs! - beim Löß und Sand 1 m geringere P-Maximal-Konzentrationen im Sickerwasser als das Abwasser 1974/75. Dieses wiederum liefert - obwohl es eine nur wenig höhere P-Konzentration als das Sommer-Abwasser 1975 aufweist - 1,5 bis 3mal so hohe P-Konzentrationen im Sickerwasser wie die Sommer-Bewässerung 1975. Jedoch könnte man hierbei wieder einwenden, das im Winter 74/75 verwendete Abwasser sei gegenüber dem des Sommers 1975 kalkärmer und saurer gewesen, und es bestünde die Möglichkeit, daß dadurch die Abwasser-Phosphate im Boden weniger gut gefällt oder Boden-Phosphate stärker mobilisiert worden seien. Auch könnten die Phosphat-Bindungs-Formen, besonders die organischen, in einem von Scheideschlamm freien Abwasser prinzipiell vom Boden weniger gut retiniert werden.

Tab. 22: Höchst-Konzentrationen an P(t) in mg P/l in den Sickerwasser-Abläufen während der Herbst/Winter-Bewässerung.

| Abwasser: | 19,6-9,5 mg P/l | 3,9 mg P/l |
|---|---|---|
| VARIANTE | HÖCHST - KONZENTRATION mg P/l im Sickerwasser | |
| | 1973/74 | 1974/75 |
| SAND 1 m | | |
| AW 14t 500 | 1,6 | 0,8 |
| SAND 2 m | | |
| AWt 500 | 1,1 | n.b. |
| LÖSS-PARABRAUN-ERDE 1,5 m | | |
| AW 14t 500 | 13,7 | 3,1 |
| SAND 1 m | | |
| AWt 1000 | 2,3 | 4,8 |
| AW 14t 1000 | 2,8 | 5,3 |
| SAND 2 m | | |
| AWt 1000 | 1,6 | 1,5 |
| AW 14t 1000 | 1,3 | 1,0 |
| LÖSS-PARABRAUN-ERDE 1,5 m | | |
| AWt 1000 | 3,6 | 6,6 |
| AW 14t 1000 | 6,1 | 7,5 |

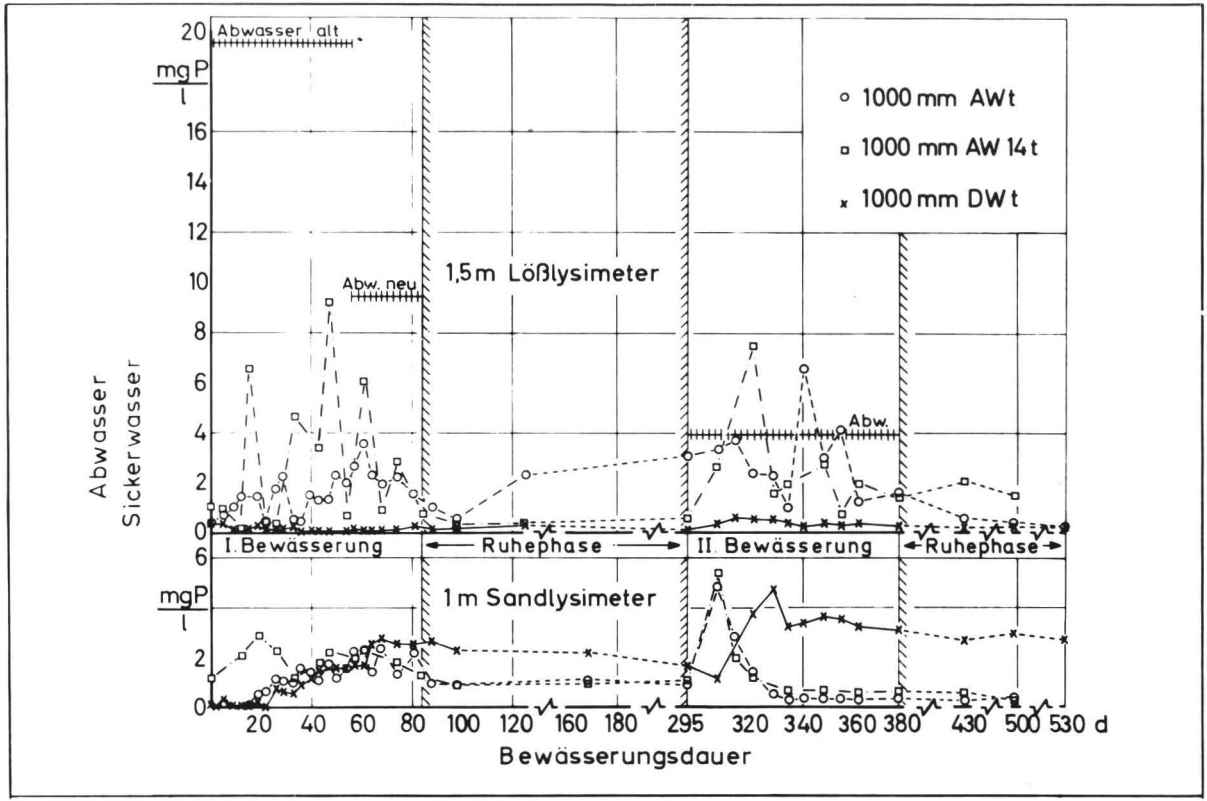



ABB. 30: PHOSPHAT-KONZENTRATION (MG P/L) IM ABWASSER UND SICKERWASSER BEI VERSCHIEDENEN BEWÄSSERUNGSVARIANTEN HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 UND 1974/75 SAND-MODELL-BODEN 1 M GWST, LÖSS-PARABRAUNERDE

Trotz dieser Unsicherheiten im Hinblick auf die Abhängigkeit der Sickerwasser-P-Konzentration von der Abwasser-P-Konzentration und -P-Bindungsform, erscheint das Sommer-Bewässerungs-System zur Vermeidung hoher Austrags-Konzentrationen günstiger als das Winter-Bewässerungs-System zu sein. Durch verstärkte Interception und Evapo-Transpiration in Verbindung mit einer generellen Erniedrigung der Abwasser-P-Gehalte infolge der "Stapel-Ruhe" bewirkt die Sommer-Bewässerung eine Abflachung der Austrags-P-Konzentrations-Kurve.

### 6.6.2 Bilanzen

Tab. 23 läßt den hohen P-Austrag aus den Sand-Böden bei Behandlung mit demineralisiertem Wasser erkennen. Da der P-Eintrag = 0 war, ist - zur besseren Veranschaulichung - der P-Austrag auf den P-Eintrag bezogen, der mit derselben Ausbringungs-Menge an Abwasser in den Boden gelangt wäre. Man sieht bei den Sand-Böden, daß das Ca-reiche Abwasser gegenüber dem demineralisierten Wasser den P-Austrag erheblich drückt.

Beim Sand-Modell-Boden bewirkt die Verlängerung der Filterstrecke durch Senken des Grundwasser-Spiegels von 1 auf 2 m Tiefe eine ca. 50 %ige Verminderung des P-Austrags. Sand 1 m zeigt eine Zunahme des prozentualen P-Austrages mit der Erhöhung des P-Eintrages, und zwar in der Reihenfolge AWt 500 - AW 14t 500 - AWt 1000 - AW 14t 1000. Die Intervall-Bewässerung fördert den Austrag somit zusätzlich. Bei 2 m GWS-Tiefe wird dagegen der Einfluß der Intervall-Beregnung abgeschwächt bzw. ins Positive verkehrt.

Der hohe prozentuale P-Austrag in der 2. Bewässerungs-Phase überrascht in Anbetracht des niedrigen P-Eintrages. Es wurde aber schon darauf hingewiesen, daß unerwarteter, aber erklärlicherweise der P-Austrag zwar sehr schnell nach Beginn des Bewässerungs-Eintrages einsetzt, aber dann zeitlich sehr stark verschleppt wird. Dies wird z.B. bei der Löß-Parabraunerde-Variante AW 14t 500 deutlich, bei der im 2. Jahr mehr P aus- als

Tab. 23: Mengen-Bilanz des mit der Bewässerung zugeführten und mit dem Sickerwasser ausgetragenen P - Variante: Herbst/Winter-Bewässerung
Bilanz-Zeitabschnitt: Bewässerungs-Quartal und anschließende Ruhe-Phase
*) bezogen auf P-Eintrag mit 1 000 mm Abwasser

| VARIANTE | | 1973/74 | | | 1974/75 | | | 1973/74 + 1974/75 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | EIN g/m² | AUS g/m² | AUS % von EIN | EIN g/m² | AUS g/m² | AUS % von EIN | EIN g/m² | AUS g/m² | AUS % von EIN |
| SAND 1 m | 500 AW14 | 8,93 | 0,57 | 6 | 1,95 | 0,22 | 11 | 10,88 | 0,79 | 7 |
| | 1000 AW14 | 17,76 | 2,00 | 11 | 3,87 | 1,16 | 30 | 21,63 | 3,16 | 15 |
| | 1000 AW t | 17,76 | 1,37 | 8 | 3,87 | 1,13 | 29 | 21,63 | 2,51 | 12 |
| | 1000 DW t | 0 | 1,51 | 9* | 0 | 4,31 | 114* | 0 | 5,77 | 27* |
| SAND 2 m | 500 AW t | 8,93 | 0,31 | 4 | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. |
| | 1000 AW14 | 17,76 | 0,91 | 5 | 3,87 | 0,46 | 12 | 21,63 | 1,37 | 6 |
| | 1000 AW t | 17,76 | 0,94 | 5 | 3,87 | 0,62 | 16 | 21,63 | 1,56 | 7 |
| | 1000 DW t | 0 | 0,35 | 2* | 0 | 2,05 | 53* | 0 | 2,40 | 11* |
| LÖSS PB 1,5m | 500 AW14 | 8,93 | 2,88 | 32 | 1,95 | 2,47 | 127 | 10,88 | 5,35 | 49 |
| | 1000 AW14 | 17,76 | 3,71 | 21 | 3,87 | 2,63 | 68 | 21,63 | 6,34 | 29 |
| | 1000 AW t | 17,76 | 2,51 | 14 | 3,87 | 2,57 | 66 | 21,63 | 5,08 | 24 |
| | 1000 DW t | 0 | 0,14 | 1* | 0 | 0,45 | 12* | 0 | 0,59 | 3* |

eingetragen wird - ein Hinweis auf die zwar beträchtliche, aber dennoch nur als "intermediär" und "hydraulisch-kapazitiv" anzusprechende P-Bevorratung im Filter.

Bei der Löß-Parabraunerde überraschen wieder, wie schon bei der Sommer-Bewässerung, die hohen P-Austrags-Mengen. Wegen der hier offenbar gegebenen zeitlichen Verschleppung des P-Austrags sind eigentlich nur die End-Bilanz-Werte wichtig. Die P-Austrags-Summe liegt bei einem Viertel bis zu einem Drittel der P-Eintrags-Summe und erreicht bei der Variante AW 14t 500 sogar 50 %, was jedoch hier mit einer abweichenden, sehr leitbahn-reichen Boden-Struktur zusammenhängen mag. Dieses Leitbahn-Gefüge der Löß-Parabraunerde, das bei hohen Abwasser-Ausbringungs-Intensitäten sehr viel Auftrags-Wasser schnell zum Grundwasser abfließen läßt, ist schließlich auch als Ursache dafür anzusehen, daß der relative P-Austrag bei einer Intervall-Bewässerung wesentlich höher als bei täglicher Abwasser-Dosierung ist.

## 6.7 DISKUSSION UND ZUSAMMENFASSUNG

Nachdem sich gezeigt hat, daß ein zunehmender Flux von demineralisiertem Wasser im Boden einen beträchtlichen Zuwachs des P-Austrages bewirken kann, überrascht das sonderbare Verhalten eines großen, wenn nicht des überwiegenden Teils der im Zuckerfabrik-Abwasser enthaltenen Phosphate. Die erstaunliche Mobilität und geringe Retention des P im Boden sowie die "Mobilitäts"-Unterschiede in den verschiedenen Boden-Filtern und bei den verschiedenen Bewässerungs-Varianten, ferner auch der Befund, daß es im Sickerwasser zu "Überkonzentrationen" kommen kann, erfordern zu ihrer Erklärung die Zuhilfenahme mechanischer Modell-Vorstellungen.

Das Passage-Verhalten der Cl-Ionen im Boden und - über längere Zeiten hinweg - auch die Verlagerung der ionendispersen Anteile der organischen Komponente lassen sich mit den Vorgängen des

"downward displacement" und des "miscible displacement" erklären. Sie setzen eine diffusive Verteilung beider Komponenten in der Boden-Matrix voraus. Die Disproportionierung des abwärts gerichteten Flusses dieser Substanzen auf Matrix-Transport und Leitbahn-Abfluß wird zwar von der Bewässerungs-Intensität beeinflußt, führt aber nicht zu sehr großen Unterschieden zwischen den Verfahren der täglichen und 14täglichen Abwasser-Ausbringung.

Beim Abwasser-Phosphat scheint dagegen die Voraussetzung einer homogenen Verteilung der aufgebrachten P-Menge in der Boden-Matrix nicht gegeben zu sein. Der Grund dafür kann in einer zu groben Teilchen-Größe der gefällten Orthophosphate und der organischen Phosphate gesehen werden, die diesen P-Formen den Eintritt in eine feinporige Boden-Matrix verwehren. Während noch beim Sand-Modell-Boden ein Eindringen der Abwasser-Phosphate und eine Abwärts-Verdrängung der kolloidalen Produkte in den relativ groben Intergranular-Poren gegeben zu sein scheint, womit gewisse Verlängerungen der Verweil-Zeiten im Boden, eventuelle Fixierungen und eine,wenn auch nicht befriedigende, so doch deutliche dauerhafte P-Retention verbunden sind, bewirkt offenbar gerade beim Löß die mangelhafte P-Infiltration in die Boden-Matrix eine außerordentlich schlechte Retentions-Leistung des Boden-Filters.

Das Gewicht der P-Passage verlagert sich hier stark auf den raschen Transport mit dem in den groben Leitbahnen abfließenden Wasser. Die geringe Retention scheint vorwiegend in einer rein mechanischen Zurückhaltung in den obersten Boden-Schichten und im Netzwerk der groben Leitbahnen zu bestehen. Offenbar findet von diesen Transport-Bahnen aus auch kaum eine P-Infiltration in die angrenzende Boden-Matrix statt, sondern nur eine mechanische Sediment- und Filter-Rückstands-Bildung auf den Wänden. Beides würde die Tatsache erklären, daß bei jeder Erneuerung des Wasser-Stromes durch Bewässerung mit Abwasser oder natürlichem Regenwasser ein sofortiger Weiteraustrag großer P-Mengen einsetzt, wobei die P-Konzentration im Ausfluß über die des zugegebenen Abwassers steigen kann.

Eine abschließende Klärung dieser Frage ist erst nach Zerlegung der Lysimeter-Böden möglich. Eine Bestätigung der gemachten Annahmen würde das auch schon von anderen Autoren (s.o.) beobachtete Phänomen einer starken "P-Mobilität" in mit Flüssig-Abfällen beschickten Böden klären helfen.

Sollte sich der theoretische Erklärungs-Versuch bewahrheiten, würde sich für eine Zuckerfabrik-Abwasser-Landbehandlung einerseits die Forderung nach einer Sommer-Bewässerung stellen, da das "Sommer"-Abwasser wegen seiner längeren Lagerungs-Dauer in der Regel niedrigere P-Konzentrationen aufweisen dürfte. Andererseits würde aber die an offenen Grobporen reiche Boden-Oberfläche unter Pflanzen-Bewuchs eine Förderung des Leitbahn-Transportes der Phosphat-Körper bedeuten. Vielleicht könnte eine vorausgehende tiefere homogenisierende Boden-Bearbeitung mit Untergrund-Packung eine Verbesserung der P-Retentions-Leistung des Löß-Bodens bewirken, die durch ein der Bewässerung vorausgehendes Anwalzen des Bodens noch verstärkt werden könnte.

Auf jeden Fall muß dem Abwasser-P dort besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden, wo über das Grundwasser eine P-Belastung von Oberflächen-Gewässern nicht auszuschließen ist.

# 7 ERDALKALI-IONEN-BILANZEN

## 7.1 RETENTIONS-MECHANISMUS

Der Retentions-Mechanismus des Bodens für Erdalkali- und Alkali-Ionen besteht generell in der sorptiven Bindung an den Ionen-Austauschern des Bodens. Eine getrennte Betrachtung der Erdalkali-Ionen Ca und Mg empfiehlt sich jedoch aus dem Grunde, daß diese beiden Ionen als Bildner schwerer löslicher Carbonate zusätzlich durch Ausfällung im Filter-Boden festgehalten werden können.

## 7.2 BELASTUNGS-PROBLEME

Die Kationen von Ca, Mg, K und Na werden bei der Beurteilung von Abwässern nach DIN 2000 nicht als Quelle einer Grundwasser-Qualitäts-Minderung betrachtet. Das schließt jedoch nicht aus, daß bei einer Boden-Filtration der Abwässer neben den als positiv zu beurteilenden Dünge-Effekten auch nachteilige Wirkungen auf Boden und Pflanze entstehen können. Neben der Beeinträchtigung der Filter-Leistung kann eine Unausgewogenheit der Kationen-Garnitur im Boden nachteilig für die Ertrags-Bildung sein. Außerdem kann ein Überangebot von Kationen zu Verdrängungen anderer Kationen führen, wodurch der Boden zur Quelle von sekundären Sicker- und Grundwasser-Belastungen wird. Dies gilt z.B. für Schwermetall-Kationen.

Ca (und Mg) stellt darüberhinaus als Haupt-"Härte-Bildner" einen für die Trink- und Brauchwasser-Gewinnung limitierenden Faktor dar. Härte-Grade von über 30° dH nach DIN 2000 (entsprechend 214 mg Ca/l) erschweren die Trinkwasser-Gewinnung beträchtlich. Bei den hoch mit Ca und Mg belasteten Zuckerfabrik-Abwässern ist dieser Umstand besonders zu berücksichtigen.

## 7.3 ABWASSER-QUALITÄT

Tab. 24 gibt einen Überblick über die Ionen-Gehalte der für die Versuche verwendeten Abwässer.

Dominierendes Kation ist das Ca, das als Ca-Hydrogencarbonat, Ca-Chlorid, aber auch in der Form löslicher organischer Salze in der Abwasser-"Lösung" vorliegt. Ca. 70 mg Ca sind als Gips gelöst. Mit zunehmender Lagerungs-Dauer und biochemischer Umsetzung des Abwassers geht sein Gehalt durch präcipitative Sedimentation stark zurück. Die Gehalts-Reduzierung ist stärker als bei den 3 übrigen Kationen, deren organische Salze überwiegend eine höhere Löslichkeit als die der entsprechenden Ca-Salze aufweisen. Dadurch kommt es zu relativen Anreicherungen beim Mg und besonders bei K und Na.

Tab. 24: Gehalte an Erdalkali- und Alkali-Ionen im verwendeten Zuckerfabrik-Abwasser
Angaben in mg/l
Mengen der Kationen, die bei einer Abwasser-Quartals-Gabe von 1000 mm ausgebracht werden
Angaben in t/ha

| Ion | HERBST-WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 | | | 1975 | SOMMER-BEWÄSSERUNG 1974 | | 1975 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | | 3 | 4 | | 5 |
| Ca | 2100 | 2040 | mg/l | 660 | 48 | mg/l | 102 |
| Mg | 760 | 906 | " | 15 | 256 | " | 151 |
| K | 722 | 464 | " | 229 | 518 | " | 281 |
| Na | 215 | 180 | " | 155 | 181 | " | 83 |
| Ca | 20,6 | | t/ha | 6,5 | 0,5 | t/ha | 1,0 |
| Mg | 7,6 | | " | 0,2 | 2,5 | " | 1,5 |
| K | 6,6 | | " | 2,3 | 5,1 | " | 2,8 |
| Na | 2,0 | | " | 1,5 | 1,8 | " | 0,8 |

Tab. 25: Zusammensetzung des Abwassers: Kationen - und Anionen-Konzentration in Milli-Äquivalenten

| Abwasser-Probe | Herbst-Winter | | | Sommer | |
|---|---|---|---|---|---|
| | 1973/74 | | 1974/75 | 1974 | 1975 |
| Lfd. Nr. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| ION : | | | | | |
| Ca meq/l | 144,7 | 101,8 | 32,9 | 2,4 | 5,1 |
| Mg " " | 62,5 | 74,5 | 1,2 | 21,1 | 12,4 |
| Na " " | 9,4 | 7,8 | 6,7 | 7,9 | 3,6 |
| K " " | 17,0 | 11,9 | 5,9 | 13,3 | 7,2 |
| Summe Kationen | 233,6 | 196,0 | 46,7 | 44,7 | 28,3 |
| Cl meq/l | 29,9 | 22,9 | 8,7 | 25,5 | 9,8 |
| $SO_4$ " " | 5,0 | 3,3 | | | |
| $PO_4$ " " | 1,9 | 0,9 | 0,4 | 0,1 | 0,3 |
| Summe Anionen | 36,8 | 27,1 | 9,1 | 25,6 | 10,1 |
| Kationen - Anionen | 196,8 | 168,9 | 37,6 | 19,1 | 18,2 |

## 7.4 CALCIUM

### 7.4.1 Herbst/Winter-Bewässerung

In dieser Variante ist die Bewässerung mit demineralisiertem Wasser enthalten. Somit sind Aussagen über den natürlichen Ca-Austrag der Test-Böden möglich.

#### 7.4.1.1 Löß-Parabraunerde

Die O-Variante lieferte erst zu Beginn des Bewässerungs-Abschnittes II (1974/75) Sickerwasser mit einer Ca-Konzentration von 161 mg/l. Die in den Bewässerungs-Phasen I (1973/74) und II (1975) mit demineralisiertem Wasser behandelten Lysimeter zeigten folgende Ca-Konzentrationen im Sickerwasser:

Variante DWt 200: Nur gering schwankende Ca-Konzentrationen, auf gleichem Durchschnitts-Niveau von 116 mg/l bleibend.

| | | | |
|---|---|---|---|
| Variante DWt 500: | Bewässerungs-Phase I | 148 → 83 | mg Ca/l |
| | Ruhe-Phase (Sommer 74) | 87 | " |
| | Bewässerungs-Phase II | 74 → 45 | " |
| | Ruhe-Phase (Sommer 75) | 52 | " |
| | Durchschnittswert: | 76 | " |
| Variante DWt 1000: | B I | 150 → 59 | mg Ca/l |
| | R | 65 → 89 | " |
| | B II | 60 → 26 | " |
| | R | 34 → 45 | " |
| | D | 70 | " |

Bei kalkhaltigem Boden und bei den im Winter herrschenden Durchschnitts-Temperaturen der Boden-Monolithe (ca. 8,5°) können theoretisch ca. 200 mg $CaCO_3$/l entsprechend ca. 80 mg Ca/l als Ca-hydrogencarbonat gelöst werden. Die im Sickerwasser gemessenen höheren Ca-Konzentrationen wie auch der Abfall der Ca-Konzentrationen bei höherem Wasser-Angebot legten die Annahme nahe, daß ein erheblicher Teil des Ca-Austrages auf der Lösung von im Boden

enthaltenem, aus der Düngung und den $SO_2$-Immissionen stammendem Gips herrührt. In der Mitte der ersten Bewässerungs-Phase wurden daher Sulfat-Bestimmungen im Sickerwasser durchgeführt. Das gelöste Ca lag wie folgt vor:

| Variante | mg Ca/l als Hydrogencarbonat | mg Ca/l als $CaSO_4$ |
|---|---|---|
| DWt 200 | 98 | 36 |
| DWt 500 | 56 | 33 |
| DWt 1000 | 49 | 27 |

Das unterschiedlich rasche Absinken der Ca-Konzentrationen im Sickerwasser der DWt-Varianten muß also auf die Abfuhr einer Gips-Rest-Menge von ca. 5 t/ha zurückgeführt werden.

Daß die bei $CaCO_3$-haltigen Löß-Böden möglichen Konzentrationen von hydrogencarbonat-gelöstem Ca nicht oder nur bei der 200 mm-Variante erreicht werden, dürfte einmal damit zusammenhängen, daß die hier verwendete Parabraunerde nahezu entkalkt ist und fast nur noch Austausch-Ca enthält. Andererseits dürfte der Lösungs-Kontakt bei den hohen Wasser-Mengen von zu kurzer Dauer sein.

Bei den Abwasser-Varianten verhielten sich die Ca-Konzentrationen im Sickerwasser wie folgt:

| | |
|---|---|
| AWt 200 | schnelles Ansteigen auf 260 mg Ca/l, dann konstant |
| AWt 500 | schnelles Ansteigen auf 300, dann langsames Ansteigen auf 600 mg Ca/l |
| AWt 1000 | Ansteigen auf 1900 mg Ca/l = 90 % der Abwasser-Konzentration |
| AW 14t 200 | rasches Ansteigen auf 700 mg Ca/l, dann Schwanken zwischen 400 und 1200 mg Ca/l |
| AW 14t 500 | rasches Ansteigen auf 1200 mg Ca/l, dann Schwanken zwischen 400 und 1400 mg Ca/l |
| AW 14t 1000 | rasches Ansteigen auf 1000 mg Ca/l, dann Schwanken zwischen 450 und 1700 mg Ca/l |

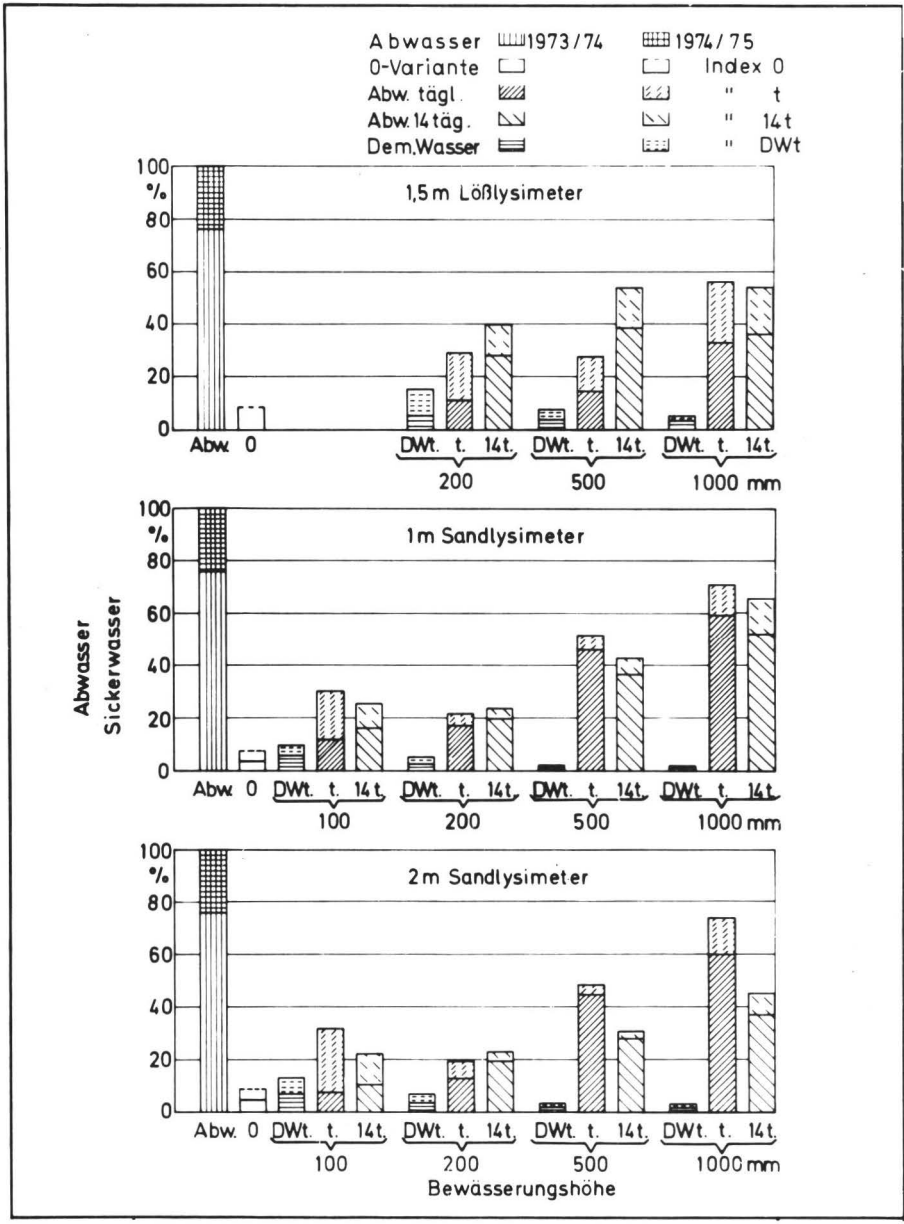



ABB. 17: CALCIUM-AUSTRAG MIT DEM SICKERWASSER IN % CA DES BEWÄSSERUNGS-WASSERS BEI VERSCHIEDENEN BEWÄSSERUNGS-VARIANTEN HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 U. 1974/75

Selbst wenn man erhöhte $CO_2$-Partial-Drücke als Folge biologischer Umsetzungen der organischen Abwasser-Substanz konzidiert, können diese hohen Ca-Konzentrationen im Sickerwasser nicht durch gelöstes Ca-hydrogencarbonat erklärt werden. Die Mengen an kolloidal gefälltem $CaCO_3$ dürften bei der Löß-Parabraunerde im Sickerwasser ebenfalls nur eine untergeordnete Rolle spielen. Somit bleibt als Ursache im wesentlichen die Passage von organischen Ca-Salzen zu diskutieren. Die hohen Ca-Austräge bei der Intervall-Bewässerung mit ihrem raschen Durchbruch von ungespanntem Abwasser weisen auf diese Erklärungs-Möglichkeit hin. Eine weitere Bestätigung der Annahme, daß Ca in organischer Bindung transportiert und ausgetragen wird, ergibt sich aus dem Vergleich der Abkling-Kurven von Ca und C nach dem Ende der Bewässerung. Dieser Punkt wird beim Sand-Boden näher betrachtet werden.

Auf die struktur-verbessernde Wirkung der kalkhaltigen Abwasser gegenüber dem demineralisierten Wasser bei der Löß-Parabraunerde wurde bereits im Abschnitt 3.2.1.3 (Wasser-Bilanzen) hingewiesen.

In der II. Herbst/Winter-Bewässerungs-Phase wurde mit weniger Ca-haltigem Abwasser bewässert. Bei den 200 mm-Varianten hielt sich die Sickerwasser-Konzentration an Ca bei ca. 50 % der Abwasser-Konzentration, bei 500 mm etwa bei 66 %, bei 1000 mm erreichte oder überstieg sie anfangs (Restaustrag vom Vorjahr) 100 %.

Die Ca-Eintrags-/Austrags-Bilanz ist in Abb. 17 ersichtlich. Die mit demineralisiertem Wasser ausgetragenen Ca-Mengen sind auf diejenigen Ca-Eintrags-Mengen bezogen, die mit der gleichen Menge Abwasser zugeführt worden wären. Generell steigt der prozentuale Ca-Austrag mit der Höhe des Ca-Eintrages, wobei die Intervall-Bewässerung - wie schon bei den bisher betrachteten Elementen - die höheren Austräge verursacht.

#### 7.4.1.2 Sand-Modell-Böden

Tab. 26 gibt einen Überblick über den Verlauf der Sickerwasser-Ca-Konzentration der Sand-Modell-Böden im Herbst/Winter-Bewässerungs-System. Neben der Gips-Auswaschung, die wie bei der Löß-Parabraunerde zu hohen Anfangs-Ca-Kontentrationen führt, ist zu

Tab. 26: Zeitlicher Verlauf der Ca-Konzentration im Sickerwasser
Angabe in mg/l

SAND-MODELL-BODEN 2 m GWST

| Variante | Bew.73/74 | R 74 | Bew.74/75 | R 75 |
|---|---|---|---|---|
| O | 96 - 145 | 164-101 | 90-41 | 49-31 |
| DW t 100 | 80 - 64 | 64- 50 | 45-36 | 31-27 |
| DW t 200 | 38-105-37 | 28 | 41-21 | 15-17 |
| DW t 500 | 46-142-37 | 31 | 40-15 | 14-17 |
| DW t 1000 | 69-140-30 | 34 | 48-17 | 16-22 |
| AW t 100 | 68-140-128 | 151 | 150-305 | 119-86 |
| AW t 200 | 110-125-525 | 470-178 | 210- 24 | 46-61 |
| AW t 500 | 68-125-1480 | 1650-1570 | 55-160 | 142- 25 |
| AW t 1000 | 49-126-1940 | 1860-1480 | 35-650 | 765-320 |
| AW 14t 100 | 65-145-225 | 165-100 | 245- 62 | 72- 54 |
| AW 14t 200 | 89-118-525 | 333- 95 | 120- 20 | 80- 39 |
| AW 14t 500 | 89-364-1170 | 735-260 | 80-100 | 143- 42 |
| AW 14t1000 | 95-840-1820 | 1660-1470 | 16-280 | 263- 30 |

SAND-MODELL-BODEN 1 m GWST

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| O | 131-140- 74 | 67- 65 | 72- 26 | 26- 16 |
| DW t 100 | 130-140- 41 | 34- 44 | 33- 13 | 13- 14 |
| DW t 200 | 140- 79- 31 | 34- 42 | 42- 12 | 12- 18 |
| DW t 500 | 71-132- 18 | 18- 22 | 24- 10 | 10- 16 |
| DW t 1000 | 30- 68- 11 | 11- 12 | 12- 8 | 8- 15 |
| AW t 100 | 102-178-320 | 265-198 | 198- 60 | 84- 63 |
| AW t 200 | 100-135-530 | 370- 31 | 118- 25 | 50- 65 |
| AW t 500 | 88-127-1580 | 1680-840 | 235- 64 | 330-130 |
| AW t 1000 | 142- 70-1960 | 1880-1400 | 90-470 | 460-230 |
| AW 14t 100 | 93-220-220 | 220-132 | 132- 38 | 86- 55 |
| AW 14t 200 | 110-155-715 | 150- 30 | 30- 56 | 91- 80 |
| AW 14t 500 | 112-1580-520 | 1100- 13 | 13-200 | 176- 36 |
| AW 14t1000 | 390-1660-1450 | 1580-335 | 38-500 | 415-250 |

berücksichtigen, daß die Sand-Modell-Böden mit Leitungs-Wasser (140 mg Ca/l) eingeschlämmt worden waren. Dieses Leitungs-Wasser wird bei einsetzender Bewässerung verdrängt. Je nach Höhe der Bewässerungs-Gabe erscheint der Ca-Konzentrations-Peak im Sickerwasser unterschiedlich rasch. Im weiteren Verlauf der Passage von demineralisiertem Wasser sinken die Ca-Konzentrationen auf Minimal-Werte von ca. 10 mg/l ab.

In den Abwasser-Varianten wird dieses Absinken überdeckt durch den Austrag von Abwasser-Ca. Hier steigt die Ca-Konzentration des Sickerwassers bis zum Ende der 1. Bewässerungs-Phase auf einen von der jeweiligen Bewässerungs-Intensität abhängigen Maximal-Wert. Bei 1000 mm Quartals-Gabe erreicht dieser die Ca-Konzentration des Abwassers, jedoch - wie beim Löß - nur bei täglicher Dosierung knapp.

In der auf die Herbst/Winter-Bewässerung folgende Frühjahrs- und Sommer-Ruhe-Phase sinken die Ca-Konzentrationen im Sickerwasser relativ langsam ab. Sie verhalten sich ähnlich wie die C-Konzentrations-Kurven. Mit dem Beginn der II. Bewässerungs-Phase (74/75) erfolgt, mit wenigen Ausnahmen, wie beim Kohlenstoff ein ruckartiges Abfallen der Ca-Konzentrationen, das z.T. noch ausgeprägter als beim organischen C ist.

Beim C wurde dieses Phänomen als Folge plötzlich einsetzender biochemischer Um- und Abbau-Vorgänge der organischen Substanz gedeutet. Da das Ca im Abwasser großenteils als organisches Salz ionar oder kolloidal gelöst vorliegt, kann der offensichtliche Zusammenhang zwischen C- und Ca-Konzentration dahingehend gedeutet werden, daß mit dem Umbau der organischen Substanz auch das Ca im Filtergerüst des Bodens sorptiv oder präcipitativ festgelegt oder nach Abbau der organischen Substanz als $CaCO_3$ gefällt wird.

Vergleicht man die Ca-Eintrags-/Austrags-Bilanzen in Abb. 17 miteinander, so sind die Unterschiede zwischen Löß-Parabraunerde und Sand-Modell-Boden, aber auch zwischen 1 und 2 m GWST beim Sand recht gering. Verglichen mit der C-Bilanz (Abb. 12) ist der Retentions-Unterschied beim Ca zwischen täglicher und intermittierender Bewässerung bei hohen Abwasser-Gaben ähnlich, bei niedrigen Abwasser-Gaben umgekehrt.

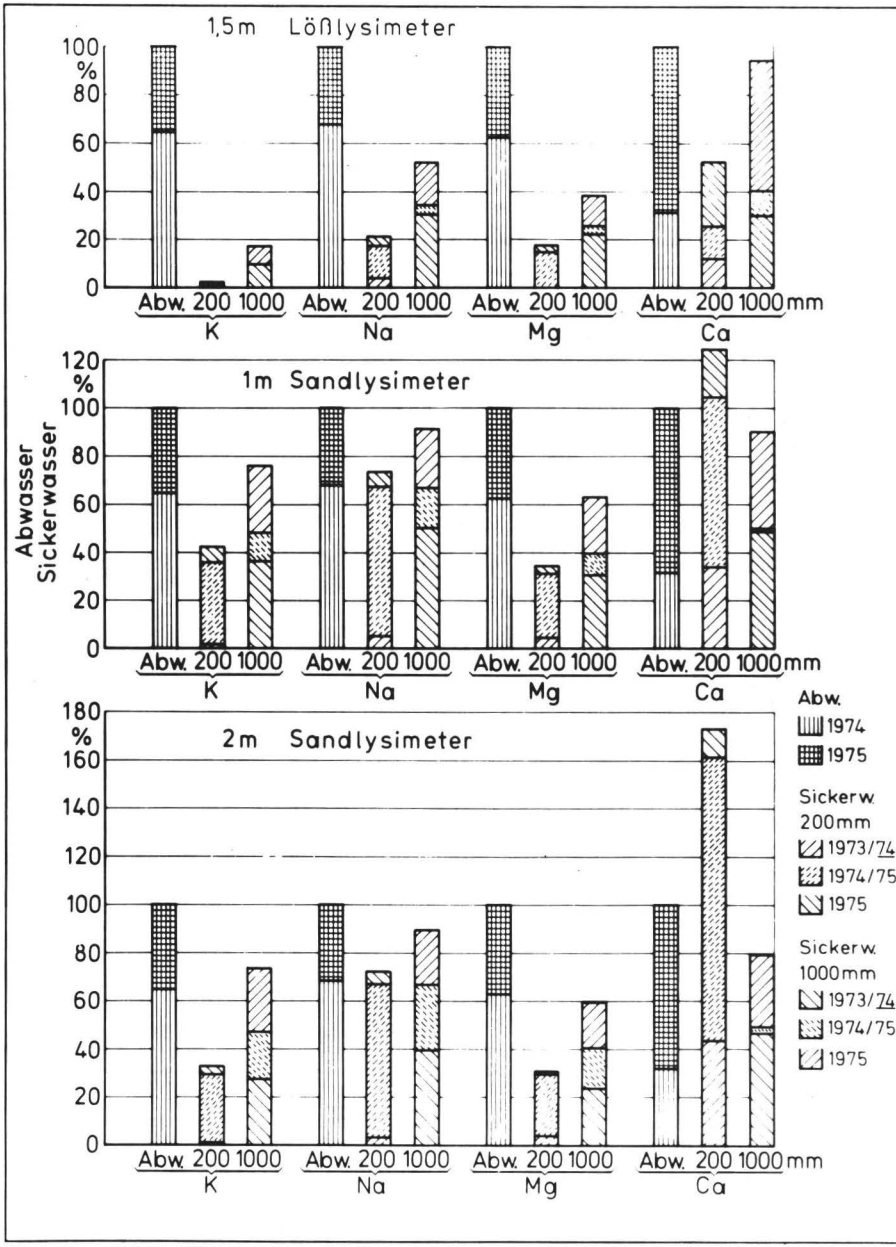



ABB. 18: KATIONEN- (K,NA,MG,CA) AUSTRAG MIT DEM SICKERWASSER IN % DES BEWÄSSERUNGS-WASSERS
SOMMER-BEWÄSSERUNG 1974 UND 1975

### 7.4.2 Sommer-Bewässerung

Die Ca-Konzentrations-Verläufe im Sickerwasser unterschieden sich nicht wesentlich von denen im Herbst/Winter-Bewässerungs-System, lagen aber im Niveau tiefer, weil das Sommer-Abwasser geringere Ca-Gehalte aufwies.

In der Bilanz-Übersicht (Abb. 18) fällt auf, daß der Ca-Austrag, verglichen mit dem Eintrag, wesentlich höher als bei der Herbst/Winter-Bewässerung ist, obwohl auch hier der Austrag der O-Variante von den Austrägen der Abwasser-Varianten abgezogen wurde. Bei den Sand-Modell-Böden übersteigt der Ca-Austrag den Ca-Eintrag bei der 200 mm-Variante, weil hier der Gips-Austrag relativ zum Abwasser-Ca-Eintrag ins Gewicht fällt. Zieht man bei den 1000 mm-Varianten den Gips-Austrag ab, so resultieren immer noch höhere auf den Eintrag bezogene Ca-Austräge als bei Herbst/Winter-Bewässerung.

Auch in dieser Hinsicht besteht Ähnlichkeit mit dem Verhalten des Kohlenstoffs. Es ist anzunehmen, daß im Sommer-Abwasser aufgrund des mehrmonatigen biochemischen Abbaus organischer Substanzen im wesentlichen nur noch abbaustabilere lösbare organische Komponenten erhalten geblieben sind, deren Retention im Boden gering ist (vgl. Abschnitt 5). Entsprechendes dürfte für die Ca-Salze dieser organischen Komponenten gelten, die länger im Boden mobil bleiben.

## 7.5 MAGNESIUM

Im Gegensatz zum Ca weist das Abwasser-Mg im Boden-Filter eine außerordentlich hohe Mobilität auf, die fast der des Chlorids ähnelt - jedoch mit dem Unterschied, daß im Zuge der Fließ-Gleichgewichts-Einstellung im Boden ein bestimmter Mg-Betrag sorptiv retiniert wird.

Die Mg-Bilanzen für das Herbst/Winter-Bewässerungs-System (Abb.19) lassen den hohen prozentualen Mg-Austrag bei hohen Abwasser-Gaben erkennen. Bei niedrigeren Abwasser-Gaben und im Sommer-Bewässerungs-System (Abb. 18) ist der Mg-Austrag im Vergleich zum

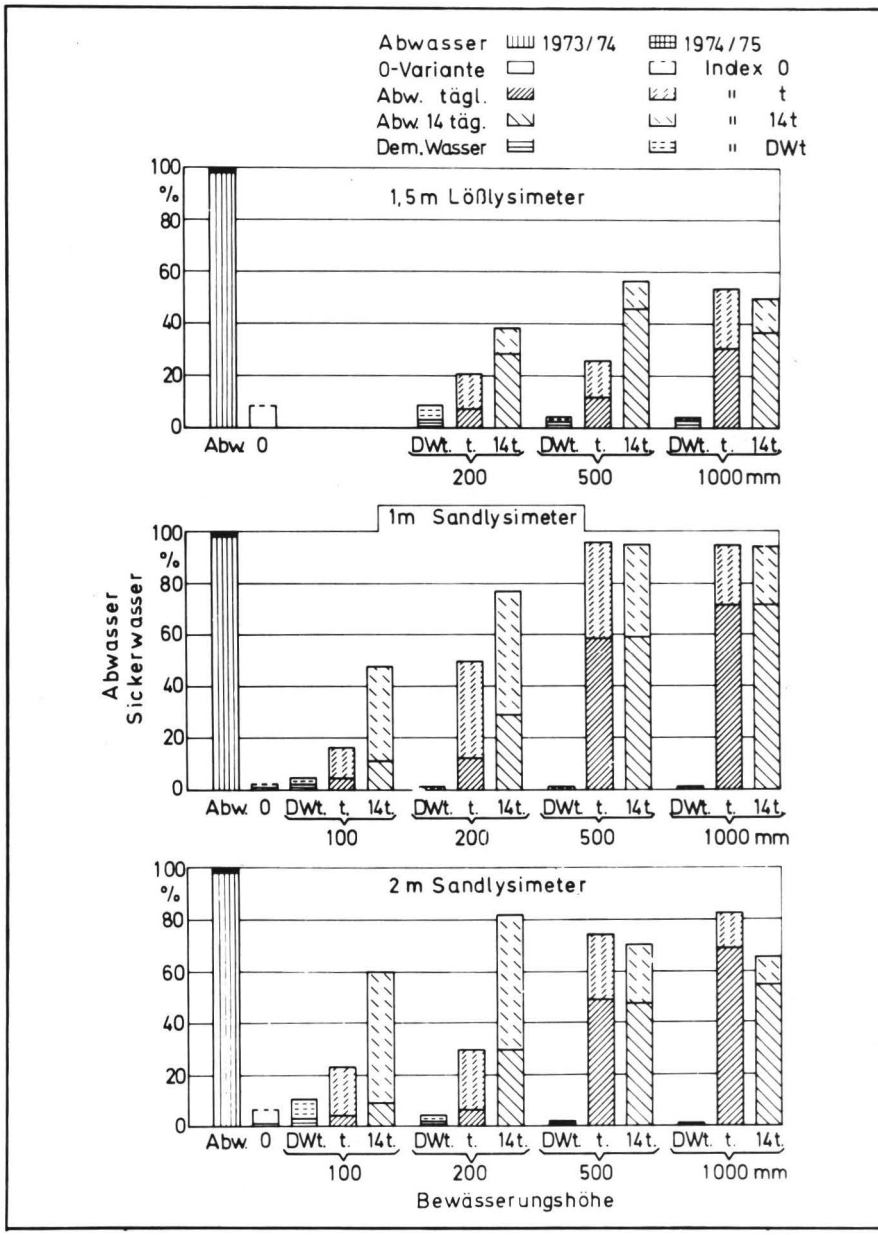



ABB. 19: MAGNESIUM-AUSTRAG MIT DEM SICKERWASSER IN % MG DES BEWÄSSERUNGS-WASSERS
HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 U. 1974/75

Mg-Eintrag geringer. Das ist dadurch bedingt, daß die sorptiv retinierte Mg-Menge relativ zum Eintrag größer wird.

Kern-Punkt ist die Betrachtung des Betrages an sorptiv vom Boden zurückgehaltenem Magnesium. Sie betrug

bei der Löß-Parabraunerde - unabhängig vom Bewässerungs-System, von der Mg-Eintrags-Menge und von der Art der Dosierung - bei 1000 mm Abwasser-Gabe Ø 21,8 val/$m^2$ Boden-Oberfläche, bei 200 mm Abwasser-Gabe Ø 8,0 val/$m^2$,
bei dem Sand-Modell-Boden - unabhängig von der GWST, vom Bewässerungs-System, von der Mg-Eintrags-Menge und der Art der Dosierung bei 1000 mm Abwasser-Gabe maximal 12,5 val/$m^2$, bei 200 mm Abwasser-Gabe 5,3 val/$m^2$ Oberfläche.

Die hohe Mobilität des Mg kann folgende Ursachen haben. Die meisten organischen Mg-Salze haben eine höhere Löslichkeit als die entsprechenden Ca-Salze. Bei Fällungen verdrängt der hohe Ca-Überschuß das Mg aus seiner sorptiven Bindung, so daß es zu Verringerungen des Ca/Mg-Verhältnisses in der perkolierenden, Rest-Organica enthaltenden Lösung kommt.

Tab. 27 gibt zum Beispiel für die 3 Test-Böden zu 2 Zeitpunkten gegen Mitte und Ende der 1. Bewässerungs-Phase die Verhältnisse von Ca : Mg im Sickerwasser an. Sie sind infolge des "miscible displacement" größer als im Abwasser, nähern sich aber bei höheren Abwasser-Gaben infolge rascherer Lösungs-Verdrängung dem des Abwassers. Mit fortschreitender Bewässerungs-Dauer werden sie kleiner. Bei sehr starker präcipitativer Ca-Ausfällung können sie den Wert von 1 unterschreiten.

Die Konzentrationen an Mg im Sickerwasser reagieren schnell auf die Abwasser-Gaben. Abb. 20 zeigt, daß durch das Einschlämmen der Sand-Modell-Böden mit Leitungs-Wasser (30 mg Mg/l) bei Einsetzen der Bewässerung zunächst eine Mg-Rest-Menge mit dem Sickerwasser ausgetragen werden mußte. Dies wird bei den Varianten, in denen mit demineralisiertem Wasser bewässert wurde, deutlich.

Anmerkung: Bei einer NSKO des Sand-Modell-Bodens (2 m) von ca. 150 mm betrug die zur Cl-Auswaschung benötigte aqua demin.-Menge ca. 600 mm, die zur Mg-Auswaschung benötigte Menge ca. 1000 mm,

Tab. 27: Ca - Mg - $SO_4$ - Verhältnis im Sickerwasser
SYSTEM: Herbst/Winter-Bewässerung, Bewässerungs-Phase I, 1973/74
Zum Vergleich: Abwasser = 1 : 0,4 : 0,11

| Variante | SAND 1 m GWST | | SAND 2 m GWST | | LÖSS-PARABRAUNERDE | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 21. 1. 74 | 18. 2. 74 | 21. 1. 74 | 18. 2. 74 | 21. 1. 74 | 18. 2. 74 |
| 0 | 1:0,14:1,17 | 1:0,14:--- | 1:0,07:0,89 | 1:0,14:1,01 | n.b | n.b. |
| DW t 100 | 1:0,13:1,15 | 1:0,23:--- | 1:0,12:1,04 | 1:0,17:1,56 | ------ | -------- |
| DW t 200 | 1:0,09:0,62 | 1:0,08:0,85 | 1:0,21:1,15 | 1:0,16:1,44 | 1:0,14:-- | 1:0,14:0,78 |
| DW t 500 | 1:0,12:0,13 | 1:0,14:0,82 | 1:0,15:1,12 | 1:0,17:0,90 | 1:0,14:-- | 1:0,15:0,99 |
| DW t 1000 | 1:0,27:0,10 | 1:0,29:1,40 | 1:0,15:0,10 | 1:0,09:0,78 | 1:0,20:-- | 1:0,22:0,80 |
| AW t 100 | 1:0,17:1,19 | 1:0,10:0,37 | 1:0,11:1,28 | 1:0,19:1,35 | ------ | -------- |
| AW t 200 | 1:0,10:0,43 | 1:0,17:0,28 | 1:0,18:1,06 | 1:0,22:0,47 | 1:0,17:-- | 1:0,20:0,94 |
| AW t 500 | 1:0,23:0,12 | 1:0,41:0,15 | 1:0,12:0,14 | 1:0,38:0,15 | 1:0,23:-- | 1:0,22:0,46 |
| AW t 1000 | 1:0,32:0,12 | 1:0,36:0,14 | 1:0,26:0,10 | 1:0,34:0,14 | 1:0,23:-- | 1:0,25:0,12 |
| AW 14t 100 | 1:0,19:0,35 | 1:0,09:0,25 | 1:0,21:1,09 | 1:0,29:1,50 | ------ | --------- |
| AW 14t 200 | 1:0,21:0,15 | 1:0,19:0,36 | 1:0,59:0,34 | 1:0,37:0,25 | 1:0,22:-- | 1:0,33:0,06 |
| AW 14t 500 | 1:0,30:0,14 | 1:0,87:0,38 | 1:0,26:0,17 | 1:1,01:0,43 | 1:0,36:-- | 1:0,29:0,10 |
| AW 14t 1000 | 1:0,32:0,13 | 1:0,45:0,15 | 1:0,29:0,12 | 1:0,55:0,18 | 1:0,24:-- | 1:0,36:0,06 |

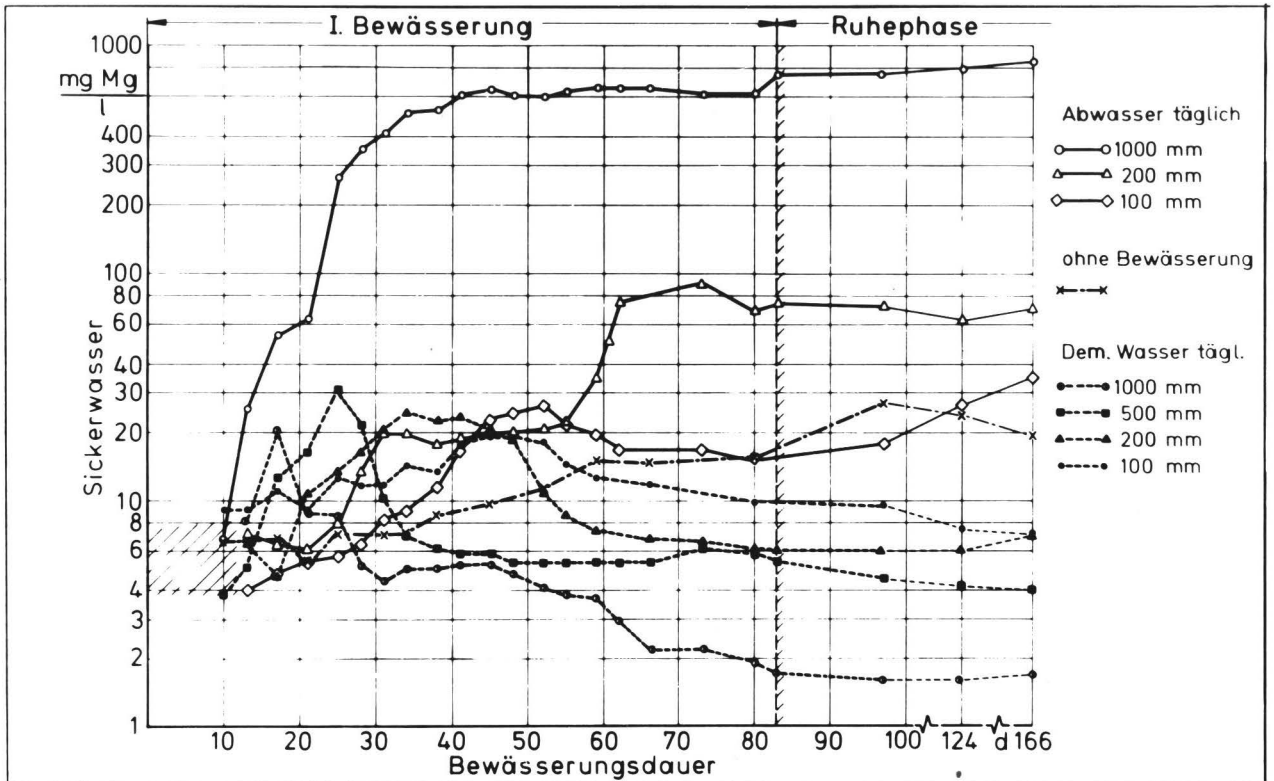



ABB. 20: MAGNESIUM-KONZENTRATION DES SICKERWASSERS BEI VERSCHIEDENEN BEWÄSSERUNGS-VARIANTEN (AWT,DWT) HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 U. 1974/75 , SAND-MODELL-BODEN 2 M GWST

worin sich der Austausch-Mechanismus des Mg widerspiegeln dürfte. Nur bei höchster Abwasser-Gabe erreicht die Mg-Konzentration im Sickerwasser 93 % der Abwasser-Konzentration (vgl. auch Abb. 21). Bei allen geringeren Abwasser-Gaben wirken das "miscible displacement" der vorher vorhandenen Boden-Lösung und der Einfluß der natürlichen Niederschläge verdünnend auf das Sickerwasser (vgl. Abschnitt 4, Chlorid).

Wie beim Chlorid - und im Gegensatz zum Ca - wird das Mg nach Ende der Bewässerungs-Phasen unter langzeitig anhaltenden hohen Mg-Konzentrationen mit dem Sickerwasser wieder aus dem Boden ausgetragen.

Tab. 28 läßt erkennen, daß der Austrags-Verlauf beim Mg ähnlich wie beim Chlorid ist. Beim Sand wird nach dem hohen Abwasser-Mg-Eintrag in der I. Bewässerungs-Phase das Mg über den folgenden Sommer hinaus bis in die nächste Herbst/Winter-Bewässerungs-Phase hinein und noch darüber hinweg mit dem Sickerwasser ausgetragen. In der II. Herbst/Winter-Bewässerungs-Phase senkt sich die Mg-Konzentration erst langsam auf den neuen, niedrigeren Abwasser-Mg-Pegel, ohne diesen jedoch zu erreichen. Bei geringerem Mg-Eintrag in der I. Bewässerungs-Phase, d.h. geringerer Bewässerungs-Höhe, steigt die Sickerwasser-Mg-Konzentration wegen der anhaltenden Mischungs-Verdrängung noch bis in die II. Bewässerungs-Phase hinein an.

Abb. 21 läßt auch für das Mg die negative Wirkung der Intervall-Bewässerung bei der Löß-Parabraunerde erkennen, die sich - gegenüber dem Sand - in starken Sickerwasser-Mg-Stößen äußert.

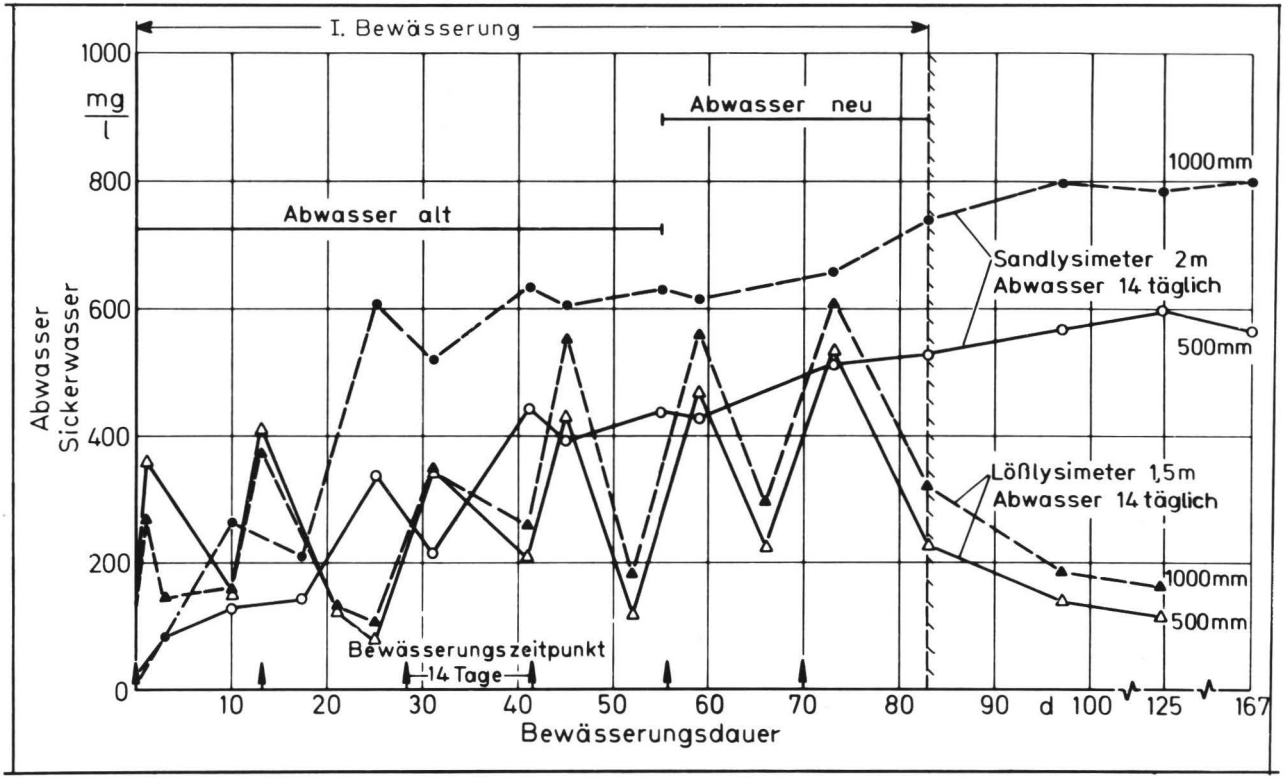



ABB. 21: MG-KONZENTRATION DES ABWASSERS UND SICKERWASSERS BEI 14 TÄGLICHER INTERVALL-BEWÄSSERUNG HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74

Tab. 28: Verlauf der Mg-Konzentration im Sickerwasser
SYSTEM: Herbst/Winter-Bewässerung, Angabe in mg/l
Zum Vergleich: Abwasser 1973/74 = 760 - 906
" 1974/75 = 15

| Variante | Bew. 73/74 | R 74 | Bew. 74/75 | R 75 |
|---|---|---|---|---|
| | | LÖSS-PARABRAUNERDE | | |
| DW t 200 | 18- 29- 20 | 16- 21 | 22- 16 | 16- 13 |
| DW t 500 | 17- 23- 14 | 13- 16 | 16- 8 | 8- 9 |
| DW t 1000 | 17- 26- 14 | 14- 20 | 20- 6 | 8- 9 |
| AW t 200 | 89- 48- 50 | 44- 49 | 49- 60 | 56- 48 |
| AW t 500 | 56- 47-131 | 110- 88 | 88- 95 | 86- 83 |
| AW t 1000 | 53-120-497 | 453-418 | 300-165 | 171- 55 |
| AW 14t 200 | 188- 80-380 | 82- 73 | 61- 62 | 61- 54 |
| AW 14t 500 | 360- 78-535 | 142-106 | 92- 80 | 85- 84 |
| AW 14t1000 | 270-105-650 | 188-175 | 153- 98 | 108-105 |
| | | SAND-MODELL-BODEN 1 m GWST | | |
| 0 | 18- 21- 10 | 8- 6 | 6- 4 | 3- 2 |
| DW t 100 | 38- 23- 5 | 5 | 5- 3 | 3- 2 |
| DW t 200 | 25- 5- 3 | 3 | 3- 2 | 2- 1 |
| DW t 500 | 7- 17- 2 | 2 | 3- 2 | 2- 1 |
| DW t 1000 | 9- 14- 3 | 2 | 2- 3 | 2 |
| AW t 100 | 16- 39- 30 | 24 | 23- 14 | 24- 23 |
| AW t 200 | 8- 60-125 | 140-175 | 140-278-108 | 103-100 |
| AW t 500 | 12-186-600 | 630 | 600-108 | 96- 77 |
| AW t 1000 | 20-430-810 | 800-850 | 668- 40 | 32- 29 |
| AW 14t 100 | 12- 45- 65 | 75 | 99-186- 59 | 52- 33 |
| AW 14t 200 | 36-105-290 | 300 | 332-460-100 | 80- 75 |
| AW 14t 500 | 12-400-630 | 760-575 | 575- 93 | 92- 55 |
| AW 14t1000 | 87-550-853 | 856-660 | 615- 51 | 35- 34 |

Tab. 28: Fortsetzung

| Variante | Bew. 73/74 | R 74 | Bew. 74/75 | R 75 |
|---|---|---|---|---|
| | | SAND-MODELL-BODEN 2 m GWST | | |
| 0 | 6- 11- 21 | 27- 19 | 17- 9 | 8- 6 |
| DW t 100 | 9- 20- 11 | 10- 7 | 7- 5 | 4- 3 |
| DW t 200 | 6- 25- 6 | 6- 7 | 7- 3 | 3- 2 |
| DW t 500 | 4- 31- 5 | 5- 4 | 4- 2 | 2- 2 |
| DW t 1000 | 7- 21- 2 | 2- 2 | 2- 1 | 1- 2 |
| AW t 100 | 4- 26- 15 | 18- 34 | 34- 40 | 11- 12 |
| AW t 200 | 6- 23- 91 | 71- 69 | 99-180 | 116-106 |
| AW t 500 | 4- 19-590 | 594-620 | 560-147 | 120- 95 |
| AW t 1000 | 8- 25-744 | 756-815 | 720- 55 | 36- 30 |
| AW 14t 100 | 7- 19- 68 | 67- 76 | 84-116 | 70- 40 |
| AW 14t 200 | 18- 16-294 | 278-243 | 278-347-132 | 112- 85 |
| AW 14t 500 | 21-214-530 | 568-540 | 510-102 | 92- 63 |
| AW 14t1000 | 6-519-740 | 800-775 | 556- 52 | 44- 38 |

## 7.6 ZUSAMMENFASSUNG

Abgesehen von möglichen, durch die richtige Standorts-Wahl aber auszuschließenden Beeinträchtigungen des Grundwassers durch den bei Abwasser-Bodenfiltration auftretenden Massen-Austrag von Ca und Mg, die selbst bei starker Verdünnung durch das Grundwasser als "Härtebildner" gegebenenfalls die Gewinnung von Trink- und Brauchwasser erschweren können, muß sich das Augenmerk bei der Betrachtung der Erdalkali-Ionen besonders auf mögliche Veränderungen der Boden-Qualität richten.

Bei der schluffigen, tonreichen Löß-Parabraunerde bewirkte das Abwasser-Ca eine deutliche Verbesserung der Wasser-Aufnahme-Bereitschaft. Bei stationärer, d.h. jährlich auf derselben Fläche wiederholter Abwasser-Verregnung werden dem Boden gewaltige Ca-Mengen (vgl. Tab. 24) zugeführt, die im Laufe der Zeit als freies $CaCO_3$ angereichert werden. Nach Erfahrungen aus der Boden-Genetik braucht dies nicht als ein Nachteil für die weitere Entwicklung der landwirtschaftlichen Nutzbarkeit und der Filterleistung gewertet zu werden, zumal bei diesen "Mullböden" in der Regel mit der Kalk-Zufuhr auch die Humus-Akkumulation verbessert wird.

Anders sieht es bei den Sand-Böden aus, deren Humus-Art der "Moder" ist. Mit der bei Abwasser-Ausbringung zwangsläufig erfolgenden $CaCO_3$-Anreicherung und pH-Anhebung ist hier mit einem Humus-Abbau und damit einer sinkenden Ertrags- und Filter-Leistung zu rechnen, wenn die Abwasser-Filterung stationär durchgeführt wird. Unter Umständen werden meliorative Maßnahmen erforderlich.

# 8 ALKALI-IONEN-BILANZEN

## 8.1 NATRIUM

Die Berücksichtigung des Natriums erfolgte bei den Lysimeter-Versuchen aus dem Grunde, daß Na in größeren Mengen (siehe Tab. 24) im Zucker-Fabrik-Abwasser enthalten und daß bei einer Boden-Filtration sorptive Anreicherungen von Na im Boden stattfinden könnten, die einerseits strukturelle Schädigungen, andererseits Störungen bei der Pflanzen-Ernährung verursachen könnten.

Eine sorptive Anreicherung fand zwar statt, doch fällt sie nicht ins Gewicht. Die Eintrags/Austrags-Bilanzen für Na bei Herbst/Winter-Bewässerung (Abb. 22) und bei Sommer-Bewässerung (Abb.18) lassen erkennen, daß das Na das mobilste unter den untersuchten Kationen ist. Das in Abschnitt 7.5 zum Magnesium Gesagte gilt somit auch für das Na. In der Mobilitäts-Reihenfolge nimmt es gewissermaßen eine Zwischenstellung zwischen dem Chlorid-Anion und dem Magnesium-Kation ein. Tab. 29 bringt die zeitlichen Na-Konzentrations-Verläufe im Sickerwasser.

Immerhin kommt es zwischen Na-Eintrag und -Austrag zu einer fixen Differenz, die durch Na-Sorption im Boden bedingt ist (vgl. Mg). Auch hierbei ist die retinierte Na-Menge ein Ausdruck für das Bewässerungs-Fließ-Gleichgewicht. Sie ist daher unabhängig von den meisten Versuchs-Varianten und lediglich eine Funktion von Bodenart und Abwasser-Quartals-Menge. Es wurden an Na folgende Mengen in val/m$^2$ sorptiv gebunden:

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Löß-Parabraunerde | 1000 mm AW | 6,0 | 200 mm AW | 2,0 |
| Sand 1 m | " | 1,1 | " | 0,5 |
| Sand 2 m | " | 1,2 | " | 0,7 |

Die Sorptions-Beträge sind somit wesentlich geringer als beim Mg.

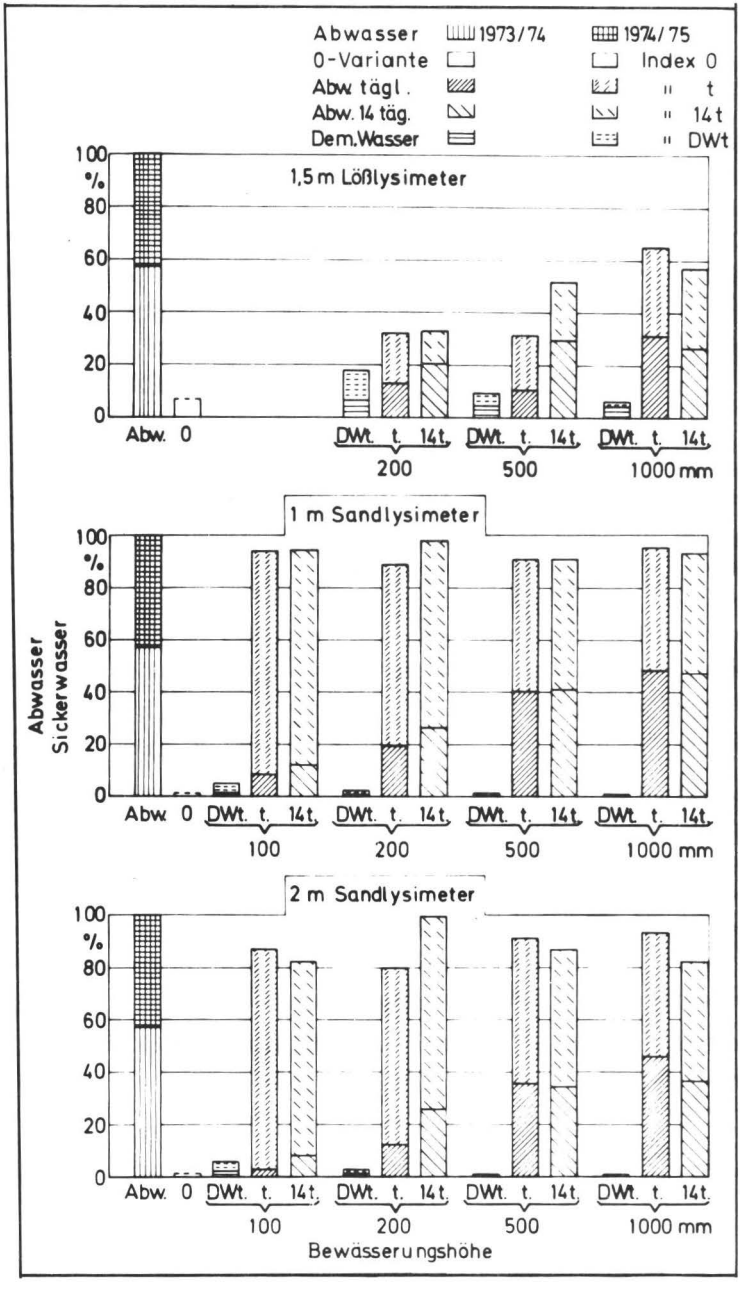



ABB. 22: NATRIUM-AUSTRAG MIT DEM SICKERWASSER IN % NA DES BEWÄS-
SERUNGS-WASSERS, HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 U.74/7

Tab. 29: Verlauf der Na- Konzentration im Sickerwasser
SYSTEM: Herbst/Winter- Bewässerung, Angabe in mg/l
Zum Vergleich: Abwasser 1973/74 = 215 -180
" 1974/75 = 155

| Variante | Bew.73/74 | R 74 | Bew.74/75 | R 75 |
|---|---|---|---|---|
| | | LÖSS-PARABRAUNERDE | | |
| 0 | --- | --- | 23 | 20 |
| DW t 200 | 13- 21- 22 | 21 | 25- 15 | 13 |
| DW t 500 | 18- 18- 15 | 15 | 14- 8 | 10 |
| DW t 1000 | 20- 16- 14 | 14 | 10- 6 | 7 |
| AW t 200 | 43- 40- 39 | 38 | 39- 37 | 38 |
| AW t 500 | 31- 35- 37 | 35 | 56- 89 | 71 |
| AW t 1000 | 32- 58-130 | 105 | 96-119 | 114 |
| AW 14t 200 | 50- 90- 47 | 37 | 76- 36 | 34 |
| AW 14t 500 | 105-134- 70 | 53 | 114- 75 | 50 |
| AW 14t1000 | 71-165- 76 | 61 | 96-125 | 85 |
| | | SAND-MODELL-BODEN 1 m GWST | | |
| 0 | 6- 5- 3 | 3 | 5- 4 | 3 |
| DW t 100 | 6- 4- 2 | 2 | 3 | 2 |
| DW t 200 | 7- 2- 2 | 2 | 2- 1 | 1 |
| DW t 500 | 5- 2- 1 | 1 | 1- <1 | <1 |
| DW t 1000 | 4- 1- <1 | <1 | <1 | <1 |
| AW t 100 | 6- 4- 37 | 50 | 50- 71 | 71- 50 |
| AW t 200 | 5- 4-122 | 117 | 130-192-96 | 80- 71 |
| AW t 500 | 3- 10-176 | 176 | 188-117 | 104-100 |
| AW t 1000 | 6- 31-209 | 189 | 185-121 | 120 |

Tab. 29: Fortsetzung

| Variante | Bew.73/74 | R 74 | Bew.74/75 | R 75 |
|---|---|---|---|---|
| | SAND-MODELL-BODEN 1 m GWST | | | |
| O | 6- 5- 3 | 3 | 5- 4 | 3 |
| AW 14t 100 | 5- 11- 40 | 51 | 59-181-67 | 57- 41 |
| AW 14t 200 | 6- 40-120 | 128 | 181-264-90 | 79- 68 |
| AW 14t 500 | 6-140-184 | 171-122 | 188-111 | 108 |
| AW 14t1000 | 27-149-209 | 186-162 | 244-119 | 130 |
| | SAND-MODELL-BODEN 2 m GWST | | | |
| O | 4- 4- 5 | 4 | 5- 4 | 4- 2 |
| DW t 100 | 4- 4- 3 | 3 | 3- 3 | 3- 2 |
| DW t 200 | 4- 5- 2 | 2 | 2- 3 | 3- 2 |
| DW t 500 | 4- 6- 2 | 2 | 2- <1 | <1 |
| DW t 1000 | 4- 3- <1 | <1 | <1 | <1 |
| AW t 100 | 5- 4- 4 | 8- 18 | 18-101 | 68- 61 |
| AW t 200 | 5- 4- 53 | 65- 96 | 122-196-95 | 95- 80 |
| AW t 500 | 4- 16-171 | 182-181 | 184-130 | 105- 96 |
| AW t 1000 | 4-136-211 | 203-198 | 172-129 | 130 |
| AW 14t 100 | 4- 4- 28 | 35- 47 | 51-115 | 70- 51 |
| AW 14t 200 | 6- 6- 91 | 113-119 | 138-195-101 | 95- 79 |
| AW 14t 500 | 6- 71-172 | 181-175 | 178-197-121 | 112- 85 |
| AW 14t1000 | 4-163-195 | 194-178 | 175-130 | 128 |

## 8.2 KALIUM

### 8.2.1 Bilanzen

Zieht man die Bilanz-Darstellungen für die Sommer-Bewässerung (Abb. 18) und für die Winter-Bewässerung (Abb. 23) heran, in denen der K-Austrag in % des Eintrages dargestellt ist, so ergibt sich wie beim Na und Mg, daß bei der Abwasser-Bodenfilterung K vom Boden retiniert wird.

Bei der Löß-Parabraunerde ist die prozentuale K-Retention höher als beim Mg, so daß sich hier folgende Reihenfolge der prozentualen Retention ergibt $Na < Mg < K$. Die hohe K-Retention dürfte bei der Löß-Parabraunerde auf dem hohen Gehalt an aufgeweiteten Dreischicht-Tonmineralen beruhen, die selektive Austausch-Positionen für K besitzen.

Bei den Sand-Modell-Böden ist das Bild dagegen wechselhaft. Bei Herbst/Winter-Bewässerung führen hohe Abwasser-Gaben zu einer prozentualen K-Retention, die höher als die des Mg ist, bei niedrigen Abwasser-Gaben wird Mg prozentual stärker retiniert. Bei Sommer-Bewässerung wird generell Mg stärker als K vom Boden festgehalten.

### 8.2.2 Sorptions-Fließ-Gleichgewichte

Wie beim Na und Mg läßt sich auch beim K die sorptive Retention im Boden nur mit Hilfe einer Fließ-Gleichgewichts-Einstellung erklären. Geht man von der Vorstellung aus, daß durch eine fortgesetzte Zufuhr von Abwasser gleichbleibender Ionen-Zusammensetzung ein Sickerwasser-Strom erzeugt wird, so wird nach Überschreiten des Äquivalenz-Punktes, d.h. nach Abklingen der Mischungs-Verdrängung (miscible displacement), die im Falle der Kationen auch den Ionen-Austausch einschließt, das Kationen-Verhältnis im Sickerwasser gleich dem des Abwassers sein. Der Ionen-Belegungs-Zustand des Bodens ändert sich dann nicht mehr.

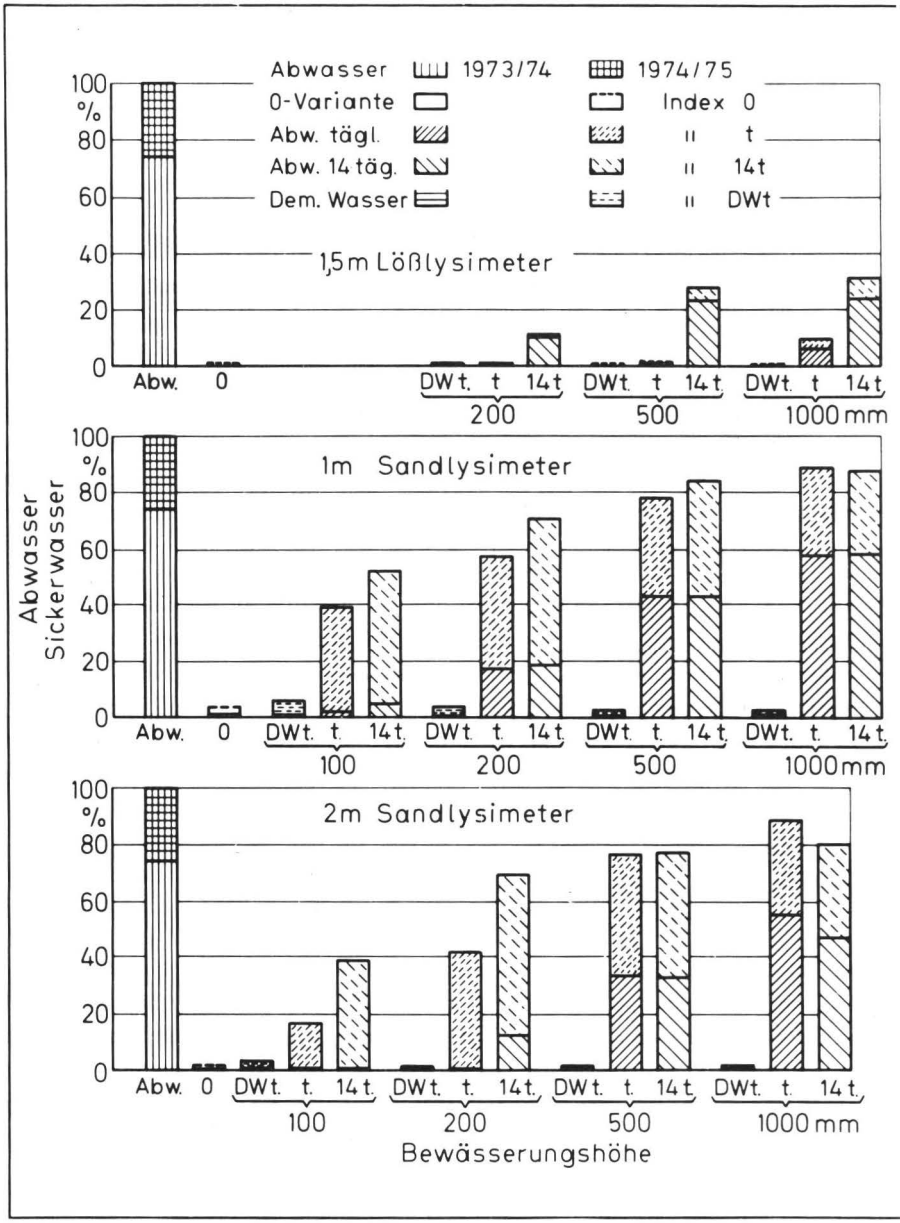



ABB. 23: KALIUM-AUSTRAG MIT DEM SICKERWASSER IN % K DES BEWÄSSERUNGS-WASSERS
HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 U. 1974/75

Diese Modell-Vorstellung ist in unserem Experiment nur annähernd bei den hohen Abwasser-Bewässerungs-Intensitäten erreicht. Die natürlichen Niederschläge und die im Laufe einer Bewässerungs-Phase schwankenden Abwasser-Qualitäten tragen dazu bei, daß der ideale Fließ-Gleichgewichts-Zustand nie voll realisiert wird. Hinzu tritt das nicht kontrollierbare Verhalten des organisch gebundenen Ca, das in großem Überschuß vorhanden ist und offenbar - gegenüber Mg, Na und K - abweichenden Mobilitäts-Schwankungen unterliegt. Somit können die folgenden Zahlenwerte nur als eine grobe Annäherung betrachtet werden.

Mg, Na und K werden von den Test-Böden sorptiv retiniert. Geht man vom Ausgangs-Belegungs-Zustand der Böden aus, so erfolgt die sorptive Retention vorwiegend im Austausch gegen Ca und Protonen. In Tab. 30 sind die absoluten sorptiven Retentions-Beträge der 3 Kationen in val/$m^2$ Boden-Oberfläche und ihre Quotienten zusammengestellt.

Betrachtet man in dieser Tabelle zunächst die 1000 mm-Varianten, bei denen der Fließ-Gleichgewichts-Sorptions-Zustand am ehesten realisiert ist, so fällt beim Löß die starke austausch-selektive Bevorzugung des K gegenüber dem Mg ins Auge, wenn man die meist geringeren K-Konzentrationen im Abwasser gegenüber den Mg-Konzentrationen berücksichtigt. - Bei dem tonarmen Sand, in dem sich der Ionen-Austausch vorwiegend an der Humus-Komponente vollzieht, wird dagegen die konzentrations-bedingte Begünstigung des Mg bei der Austausch-Retention deutlich.

Betrachtet man demgegenüber die 200 mm-Varianten, bei denen es in keinem Fall bei allen Kationen innerhalb einer Bewässerungs-Phase zum Abschluß der Vermischungs-Verdrängung, d.h. zur Überschreitung des Äquivalenz-Punktes und damit zur Fließ-Gleichgewichts-Einstellung gekommen ist, so spiegelt sich hier in dem erreichten Retentions-Zustand besonders die relativ niedrige K-Konzentration des Abwasser wider.

Infolge der bei dieser Variante auftretenden stärkeren Niederschlags-Verdünnung des Abwassers ist die Ca-Verdrängung durch Mg, Na und K geringer, d.h. der Grad der sorptiven Retention ist für alle 3 Kationen niedriger: Bei der Löß-Parabraunerde um ca. 66 %, bei den Sand-Böden um Ca. 50 %.

Tab. 30: Retention von Mg, Na und K aus dem Abwasser in val/m$^2$ Boden- Oberfläche

| Test-Boden | Kationen | Quartals-Abwasser-Gabe 1000 mm Retention val/m$^2$ | relativ | Quartals-Abwasser-Gabe 200 mm Retention val/m$^2$ | relativ | Relativ-Wert 1000 / Relativ-Wert 200 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Löß - Para-braunerde | Mg | 21,8 | 3,6 | 8,0 | 4,0 | 0,9 |
| | Na | 6,0 | 1,0 | 2,0 | 1,0 | 1,0 |
| | K | 17,7 | 3,0 | 4,2 | 2,1 | 1,4 |
| Sand - Modell - Boden 1 m | Mg | 12,5 | 11,4 | 5,3 | 10,6 | 1,1 |
| | Na | 1,1 | 1,0 | 0,5 | 1,0 | 1,0 |
| | K | 5,1 | 4,6 | 2,4 | 4,8 | 1,0 |
| Sand - Modell - Boden 2 m | Mg | 12,5 | 10,4 | 5,3 | 7,6 | 1,4 |
| | Na | 1,2 | 1,0 | 0,7 | 1,0 | 1,0 |
| | K | 5,1 | 4,3 | 2,4 | 3,4 | 1,3 |

| ABWASSER | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Relativ-Werte (mval/l) | Mg | 6,7 | 9,5 | 0,2 | 2,7 | 3,4 |
| | Na | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 |
| | K | 1,8 | 1,5 | 0,9 | 1,7 | 2,0 |

Betrachtet man bei dieser Variante die val-Quotienten der retinierten Kationen, so ist bei den beiden retentions-stärkeren Test-Böden (Löß-PB und Sand 2 m) der Fließ-Gleichgewichts-Zustand beim K sicher noch nicht erreicht worden.

### 8.2.3 Sickerwasser-Konzentrationen

Durch die starke selektive Sorption des K in der Löß-Parabraunerde ergeben sich starke Differenzierungen zwischen den beiden Dosierungs-Varianten AWt und AW 14t. In Abb. 24 sind zur Veranschaulichung die Abwasser- und Sickerwasser-K-Konzentrations-Zeitgänge im System Herbst/Winter-Bewässerung dargestellt.

Betrachten wir zunächst die Varianten mit täglicher Abwasser-Dosierung! Beim Sand-Modell-Boden 2 m GWST verläuft der Konzentrations-Gang im Sickerwasser ähnlich wie bei den anderen mobilen Abwasser-Komponenten. In der 1000 mm-Variante erreicht die Sickerwasser-K-Konzentration maximal 93 % der Abwasser-K-Konzentration, in der 500 mm-Variante 79 %. Bei der Löß-Parabraunerde sind dagegen die K-Konzentrationen (maximal 16 % der Abwasser-K-Konzentration) erwartungsgemäß gering. Bei der Intervall-Bewässerung (unterer Bild-Teil) verhält sich der Sand-Boden nicht wesentlich anders als bei täglicher Abwasser-Dosierung.

Die Löß-Parabraunerde läßt dagegen deutlich das schon mehrfach dargestellte Phänomen erkennen, daß K in stark wechselnden Konzentrationen mit dem Sickerwasser austritt (vgl. z.B. C, Cl, Mg, P). Beim Kalium ist diese Erscheinung ganz besonders stark ausgeprägt. Unmittelbar nach jeder 14täglichen Abwasser-Gabe (165 bzw. 83 mm) schnellt die Sickerwasser-K-Konzentration auf Werte, die maximal 52 % der Abwasser-K-Konzentration betragen. Danach gehen sie jeweils auf das Konzentrations-Niveau zurück, das bei täglicher Dosierung besteht. Infolge dieses Zickzack-Verlaufs erhöht sich bei der Löß-Parabraunerde der K-Austrag beträchtlich. So betrug z.B. innerhalb eines Bewässerungs-Intervalls bei der Variante AW 14t 1000 der Eintrag 165 mm $H_2O$ mit 110 g K/$m^2$, der erste 5-Tages-Austrag 111 mm $H_2O$ mit 42 g K/$m^2$ gleich 38 % des Eintrages, der letzte 5-Tages-Austrag 20 mm $H_2O$ mit 1,1 g K/$m^2$ gleich 1 % des Eintrages.

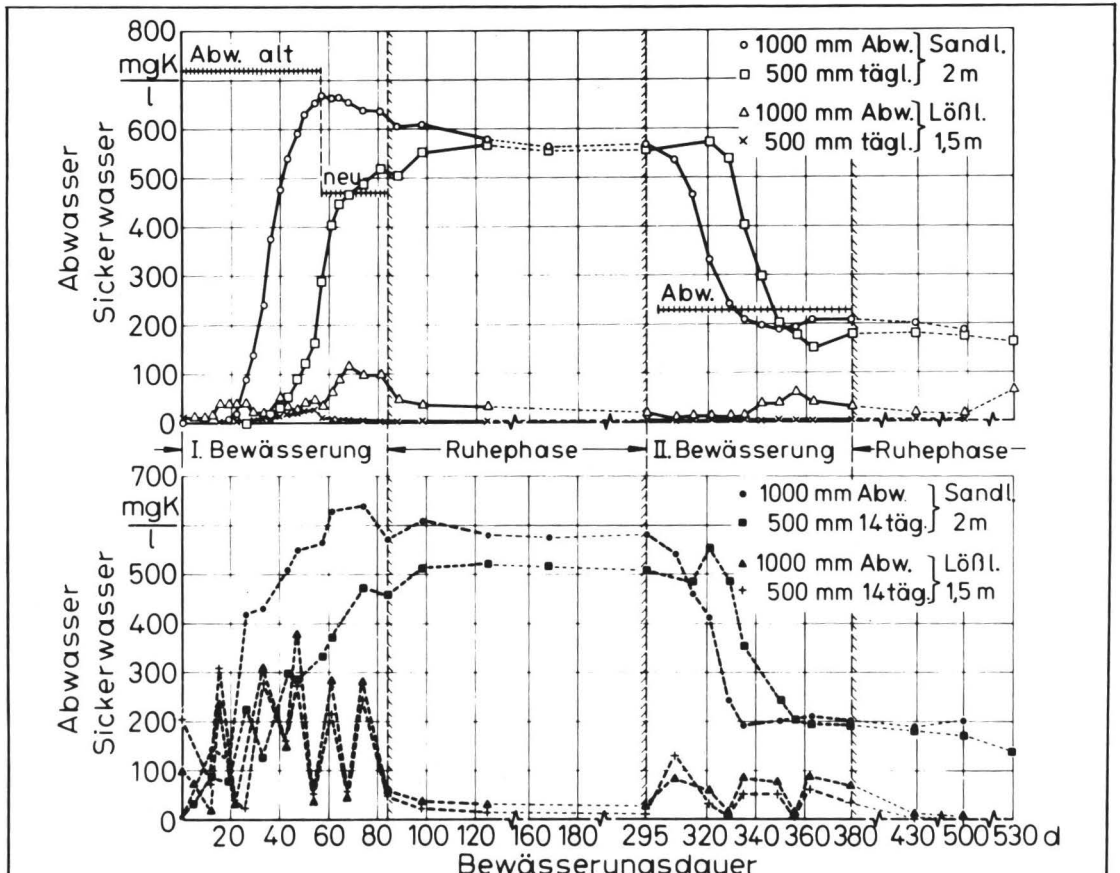



ABB. 24: KALIUM-KONZENTRATION DES ABWASSERS UND SICKERWASSERS
HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 U. 1974/75
SAND-MODELL-BODEN 2 M GWST, LÖSS-PARABRAUNERDE

Das Phänomen der Konzentrations-Schwankungen im Sickerwasser der Löß-Parabraunerde bei 14täglicher Abwasser-Dosierung wurde bislang wie folgt erklärt: Die einmalige hohe 14-Tages-Zugabe-Rate an Abwasser verursacht ein rasches Abfließen eines bestimmten Abwasser-Anteils in den weitlumigen Leitbahnen dieses Bodens, das unfiltriert direkt in das Grundwasser gelangt. Der nicht in diesen Poren abfließende Abwasser-Anteil ist gezwungen, die Boden-Matrix auf dem Wege der Abwärts-Verdrängung zu passieren, wobei die Filterung wirksam wird. Somit kommt es nach dem raschen Abklingen der Leitbahn-Sickerwasser-Spenden mit hohen Konzentrationen zu einem langsameren Abfließen von Matrix-Sickerwasser mit niedrigen Konzentrationen.

Diese Erklärung gilt auch für das K. Die Ursache dafür, daß beim K die Konzentrations-Schwankungen im Sickerwasser der Parabraunerde, verglichen mit allen übrigen Abwasser-Kontaminanten, am stärksten sind, ist damit zu erklären, daß die sorptive Filterung des Matrix-Sickerwassers für K besonders gut ist, so daß der Konzentrations-Unterschied zwischen Leitbahn- und Matrix-Sickerwasser im zeitlichen Gang des Wasser-Austritts maximiert wird.

Bei den Sand-Modell-Böden wurde bei Intervall-Bewässerung, wenn auch nur schwach ausgeprägt, ein gegenläufiges Verhalten festgestellt: Unmittelbar nach der 14täglichen Abwasser-Zugabe niedrige oder gleichbleibende, dann langsam ansteigende K-Konzentrationen im Sickerwasser. Alles Abwasser ist hier gezwungen, die Matrix zu passieren, die jedoch gegenüber dem Löß durch Intergranular-Poren mit einem größeren Durchmesser gekennzeichnet ist. Während der Bewässerungs-Intervalle befindet sich das Boden-Wasser länger in Ruhe als bei täglicher Bewässerung, und die längere Kontakt-Dauer mit dem Fest-Körper des Bodens fördert offenbar die K-Retention, so daß die K-Konzentration der Boden-Lösung zeitabhängig erniedrigt wird. Bei jeder neuen Intervall-Abwasser-Gabe wird zunächst dieses niedrig konzentrierte Poren-Wasser verdrängt bis jeweils nach Erreichen des sich stets neu einstellenden Durchbruchs-Punktes das höher konzentrierte Abwasser als Sickerwasser austritt.

In den ersten 5 Tagen eines Bewässerungs-Intervalls werden hier z.B. bei Zugabe von 165 mm Abwasser in 130 mm Sickerwasser (Konzentration 550 mg K/l) pro $m^2$ 72 g K ausgetragen, in dem letzten Intervall-Abschnitt in 36 mm Sickerwasser (Konzentration 566 mg K/l) 20 g $K/m^2$ - entsprechend 65 bzw. 19 % des K-Eintrags.

## 8.3 DISKUSSION

Das an der Löß-Parabraunerde beobachtete Phänomen starker K-Konzentrations-Schwankungen im Sickerwasser bei Intervall-Bewässerung wurde von anderen Autoren wie z.B. KRAMER (44) und CATROUX et al. (10), die zwar auch mit tonreichem Boden-Material, aber künstlich eingefüllten Lysimetern arbeiteten, nicht beschrieben.

Die Schwierigkeit eines Vergleichs der von uns ermittelten Retentions-Werte mit den von anderen Autoren mitgeteilten liegt darin, daß diese in der Regel nur die Anlauf-Phasen der Kationen-Passage untersuchten, in der eine Retention gegeben ist. KRAMER (44) gibt eine Verminderung der K-Mengen des Abwassers um 97,3 bis 99,3 % je nach Bewässerungs-Höhe an. Dies entspricht etwa den Werten der täglichen Abwasser-Zugabe beim Lößboden in unseren Versuchen und spiegelt die gleichmäßige Struktur der bei KRAMER (44) eingefüllten Lysimeter wider. CATROUX et al. (10) finden z.B. bei einer Abwasser-Belastung von 2 mal 250 mm K zu 96 % und Na zu 89 % im Boden retiniert. Diese angegebenen Werte lassen sich ebenfalls mit den in unseren Untersuchungen gefundenen Ergebnissen des ersten Versuchs-Jahres für den Lößboden mit täglicher Abwasser-Dosierung vergleichen. KRAMERs Angabe für Na mit einer Retention von 68 - 80 % der Eintrags-Menge kann ebenfalls für tägliche Abwasser-Ausbringung bestätigt werden.

Die von HUSEMANN und WESCHE (35) mitgeteilten Werte eines ersten Versuchs-Jahres aus Verregnungs-Versuchen in Lysimetern mit anlehmigem Sandboden entsprechen etwa den Ergebnissen in den von uns untersuchten Sand-Modell-Böden im I. Bewässerungs-Jahr. Bei den

von HUSEMANN und WESCHE (35) angegebenen Werten dürften z.T. noch Nährstoffe im Boden-Körper zurückgehalten worden sein, die bei nachfolgender Bewässerung mit ausgetragen würden, wie unsere Versuchs-Ergebnisse im II. Versuchsjahr zeigen.

## 8.4 ZUSAMMENFASSENDE BETRACHTUNG

Bezieht man in die Betrachtung der Alkali-Ionen das Mg mit ein, so ergibt sich für Mg, Na und K folgende Aussage hinsichtlich ihrer Retention bei der Abwasser-Boden-Filtration:

Geht man davon aus, daß die Bewässerung stationär, d.h. wiederholt auf derselben Fläche erfolgt, so ist je nach Höhe der vorgesehenen Quartals-Abwasser-Gabe mit einer mehr oder weniger raschen Erschöpfung der Retentions-Leistung des Bodens für diese Kationen zu rechnen. Der Boden wirkt dann - ähnlich wie beim Chlorid - nicht mehr als Filter. Die Eintrags-Menge wird dann gleich der Austrags-Menge. Konzentrations-Unterschiede zwischen Abwasser und Sickerwasser werden lediglich noch durch zeitliche Verschiebungen während der Boden-Passage und Niederschlags-Verdünnung bedingt. Dieses Verhalten der Böden erklärt sich aus den dargestellten Fließ-Austausch-Gleichgewichten der Abwasser-Kationen bei der Filter-Passage.

Durch saisonale oder von Jahr zu Jahr schwankende Kationen-Verhältnisse im Abwasser kann es zwar vorübergehend zu Änderungen im Ionen-Belegungs-Zustand des Bodens kommen, d.h. zu zusätzlicher Austausch-Bindung (sink-Phänomen), aber auch zu Ionen-Verdrängungen (source-Phänomen), doch dürften diese Unterschiede bei dem relativ engen Spektrum der Zuckerfabrik-Abwasser-Qualitäten als gering zu bewerten sein.

Somit bleibt die Aussage aufrecht zu erhalten, daß im Hinblick auf Mg, Na und K die Filterleistung des Bodens nach einer Anfangs-Retention als gering zu bewerten ist. Wo eine durch die Kationen

verursachte Grundwasser-Kontamination zu Schwierigkeiten - z.B. bei der Trink- und Brauchwasser-Gewinnung - führt, ist durch eine entsprechende Reduktion der Abwasser-Gabe für eine möglichst hohe Verdünnung des Sickerwassers mit dem Grundwasser Sorge zu tragen. Dies wäre ein wesentlicher Punkt bei Beantragungs-Verfahren. Die Möglichkeiten einer Retentions-Erhöhung durch Boden-Bewuchs sind in Anbetracht der hohen Kationen-Konzentrationen im Abwasser und der geringen pflanzlichen Entzüge für diese Kationen sehr begrenzt.

# 9 PASSAGE-VERHALTEN DES STICKSTOFFS

## 9.1 VORBEMERKUNGEN

Die durchgeführten Untersuchungen beschränken sich auf die Bestimmung des N-Eintrags mit dem Abwasser und des N-Austrags mit dem zum Grundwasser abströmenden Sickerwasser, wobei aus methodischen Gründen und im Hinblick auf Kontaminations-Grenzwerte beim Sickerwasser hauptsächlich auf den zeitlichen Konzentrations-Verlauf Wert gelegt wurde.

Die beim N gegebenen vielfältigen biochemischen Umwandlungs-Möglichkeiten zwischen den einzelnen Bindungs-Formen, aber auch die gasförmigen Gewinn- und Verlust-Größen, ferner auch der Umstand, daß die Filter-Test-Böden für diese Untersuchung noch nicht zerlegt und auf ihre N-Vorratsänderungen hin untersucht werden konnten, lassen es nicht zu, wie bei den anderen betrachteten Elementen von einer N-Bilanz zu sprechen. Es konnten lediglich einige Passage-Phänomene quantitativ verfolgt werden.

An N-Komponenten im Abwasser wurden untersucht:
Gesamt-N, im folgenden als N(t) bezeichnet
Nitrat-N, im folgenden als NI bezeichnet
Ammonium-N, im folgenden als AM bezeichnet.

Die Differenz N(t) - NI - AM = N(o) wird als organisch gebundener Stickstoff angesehen. Nitrit-N ließ sich im Abwasser wie im Sickerwasser nur in Spuren nachweisen.

## 9.2 VORKENNTNISSE

Für die im Abwasser ablaufenden N-Umsetzungen lassen sich N-Bilanzen heranziehen, die WAGNER (75) in Klär-Anstalten ermittelt hat. Zu den N-Umsetzungen im Sickerwasser-Grundwasser-Übergangsbereich und im Grundwasser liegen Ergebnisse über Konzentrations-Veränderungen infolge unterschiedlicher Flüssig-Abfall-Belastungen aus Massen-Tierhaltungen (VETTER u. KLASINK, 72; SCHUMANN u. McCALL, 68) und Klärwerken vor (EL BASSAM u. TIETJEN, 22). HUSEMANN und WESCHE (35 ) untersuchten die Reinigungs-Leistung von Rieselböden in Berlin u.a. auch im Hinblick auf die N-Retention. Auch KRAMER (44) betrachtete in seinen Boden-Filtrations-Versuchen mit Zuckerfabrik-Abwasser die Konzentrations-Abnahmen des N im Filter-Wasser.

Als Grund- und Vergleichs-Pegel für Abwasser-Filtrations-Versuche mit Böden kann der N-Austrag von normal ackerbaulich genutzten Böden gelten. Eintrags-/Austrags-Gegenüberstellungen von Lysimeter-Untersuchungen sind in neuerer Zeit u.a. von PFAFF (58), MINDERMANN u. LEEFLANG (53), KOLENBRANDER (42), HOMEYER (32 ) und VÖMEL (74) geliefert worden.

Zum Konzentrations-Grenzwert-Problem sei erwähnt, daß die Beurteilung des N-Kontaminations-Grades von Wässern sich bislang im wesentlichen am Nitrat orientiert, für das in den WHO-Standards für Europa und in der DIN 2000 für die Bundesrepublik Deutschland zulässige Höchst-Gehalte von 90 mg/l entsprechend 20 mg NI angegeben sind (zit. n. WOHLRAB, 78). Für AM sind 0,5 mg/l als zulässiger Maximal-Wert gesetzt.

Die analytische Erfassung der im Abwasser und Sickerwasser enthaltenen N-Mengen und N-Bindungs-Formen stößt heute noch auf beträchtliche Schwierigkeiten, die auf den starken Schwankungen der Gehalte an N(t), N(o), NI und AM und den bei der Proben-Lagerung und Analyse von diesen Komponenten ausgehenden Wechselwirkungen beruhen (vgl. WAGNER, 75; BECKER et al., 3). Bei Anwendung der "Deutschen Einheitsverfahren zur Stickstoffanalyse" (85) lassen sich z.B. bei Vorliegen eines Gemisches von NI, AM

und N(o) in Wasser-Proben die N(o)-Gehalte nicht sicher bestimmen. Die gefundenen Mengen an N(o) und N(t) liegen, wie Vorversuche zeigten, wesentlich unter den nach anderen Verfahren gefundenen und tatsächlich vorhandenen Mengen (BECKER et al., 3). Die nach der MERCK-Anweisung (51) vorgenommene Analyse auf N(o) sowie auf N(t) nach PARNAS-WAGNER ergaben bei Anwesenheit von NI keine reproduzierbaren Werte.

Als wesentlicher analytischer Störfaktor ist die Anwesenheit von NI in den wässerigen N-Lösungen anzusehen. In längeren Untersuchungs-Reihen erweis sich bei höheren NI-Gehalten die analytische Vorschrift von GEHRKE et al. (28) als begrenzt anwendbar. Eine von uns entwickelte Methode der Abtrennung von N(o) durch Sorption an Al-hydroxid im statu präcipitandi (in Publikation) konnte leider auf die Serien-Untersuchungen an den Boden-Lysimetern nicht mehr angewendet werden.

Die im folgenden mitgeteilten Ergebnisse beziehen sich nur auf Proben, die direkt nach der Entnahme analysiert wurden. Nach der NI und AM-Bestimmung wurden die NI-armen Lösungen direkt auf N(t) nach dem abgewandelten Kjeldahl-Verfahren, die NI-reicheren nach GEHRKE (28) unter NI-Reduktion mit Chrom-Pulver auf N(t) analysiert.

Ein Teil der Proben, die über den von WAGNER (75) angegebenen Zeitraum einer sicheren Konservierung hinaus unter Formalin-Zusatz und Luft-Abschluß aufbewahrt wurden, mußten verworfen werden, weil doch mikrobielle Umsetzungen in Gang kamen und die N(o)-Gehalte deutlich unter die der Frisch-Proben absanken.

## 9.3 ERGEBNISSE

### 9.3.1 Abwasser

Das für die Bewässerungs-Versuche verwendete Abwasser hatte folgende N-Gehalte:

| mg/l | | | N(t) | AM | NI | N(o) rechn. |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1/2 | Herbst/Winter | 73/74 | 210-163 | 33-35 | 2-0,5 | 175-126 |
| 3 | " " | 74/75 | 92 | 8 | 3 | 81 |
| 4 | Sommer | 74 | 67 | 3 | 10 | 54 |
| 5 | " | 75 | 12 | 1,4 | <1 | 10 |

Die Abwässer 1/2, 4 und 5 waren infolge der Scheideschlamm-Aufbereitung neutral bis schwach alkalisch, das Abwasser 3 - aus einer anderen Fabrik - schwach sauer.

An Tendenzen des N-Umsatzes sind erkennbar: Abbau des N(o) mit zunehmender Lagerungs-Dauer des Abwassers - vergleiche Herbst und Sommer-Abwasser, aber auch die Abnahme im Herbst/Winter-Abwasser 1/2. Der trotz hoher pH-Werte besonders im Herbst/Winter-, aber auch noch im Sommer-Abwasser hohe AM-Gehalt läßt darauf schließen, daß es sich hierbei um einen Fließ-Gleichgewichts-Zustand von fortlaufender N-Mineralisation und Ammoniak-Freisetzung handelt, der mit zunehmender Lagerungs-Dauer abklingt. Die NI-Gehalte sind relativ gering, können aber - vermutlich aufgrund von Nitrifikation bei höheren Wasser-Temperaturen im Sommer auf 10 mg/l ansteigen.

Eine Fraktionierung des organisch gebundenen N ergab, daß im Abwasser weit überwiegend Polypeptide vorliegen und kaum mit freien Aminosäuren, Amiden und Aminozuckern zu rechnen ist.

### 9.3.2 Nitrat-N (NI) im Sickerwasser

Bei der Löß-Parabraunerde lagen in allen Versuchs-Varianten die NI-Konzentrationen im Sickerwasser unter 3 mg/l, was in beiden Bewässerungs-Systemen einem NI-Jahresaustrag von weniger als 5 kg/ha entspricht.

Bei den Sand-Modell-Böden traten dagegen erwartungsgemäß höhere NI-Austräge auf:

| | | |
|---|---|---|
| Sand 2 m O-Variante | 1. Jahr (Dez.-Okt.) | 24 kg NI/ha |
| | 2. Jahr (Okt.-Juni) | 6 kg NI/ha |

Hierin sind jedoch im 1. Jahr Rest-Austräge von NI enthalten, die vor der Lysimeter-Herstellung im Boden enthalten bzw. durch das Einschlämmen des Bodens mit Leitungs-Wasser in den Boden gelangt waren.

Die Unterschiede der NI-Konzentrationen im Sickerwasser der 1- und 2-m-Sand-Lysimeter sind nur gering. In Abb. 25 sind daher nur die NI-Konzentrationen im Sickerwasser bei 1 m GWST angegeben (O-Variante bei 2 m GWST).

Zu Beginn der Herbst/Winter-Bewässerung 1973/74 werden zunächst die NI-Rest-Mengen ausgetragen. Die NI-Konzentrationen steigen daher weit über die des verwendeten Abwassers an und erreichen Höchstwerte von nahezu 60 mg. Dies gilt auch für die Bewässerung mit demineralisiertem Wasser. Danach sinkt die NI-Konzentration rasch ab,und zwar umso schneller, je höher die Abwasser-Zugabe bemessen war. Der Zeitpunkt, zu dem die NI-Konzentration nahezu das Null-Niveau erreicht, ist etwa identisch mit dem Durchbruchs-Punkt des Abwassers (vgl. Abschnitt 4, CHLORID). Von diesem Zeitpunkt an liegen also die NI-Konzentrationen des Sickerwassers mit Werten $<$ 1 mg/l unter denen des Abwassers.

Wird jedoch zur Bewässerung anstelle des Abwassers demineralisiertes Wasser verwendet, so sinkt die NI-Konzentration des Sickerwassers nach Überschreiten des NI-Konzentrations-Maximums von ebenfalls ca. 60 mg NI/l wesentlich langsamer als bei Verwendung von Abwasser ab. Über den Durchbruchs-Punkt hinaus werden NI-Konzentrationen von ca. 2 mg/l gemessen. Der NI-Austrag wird dadurch höher.

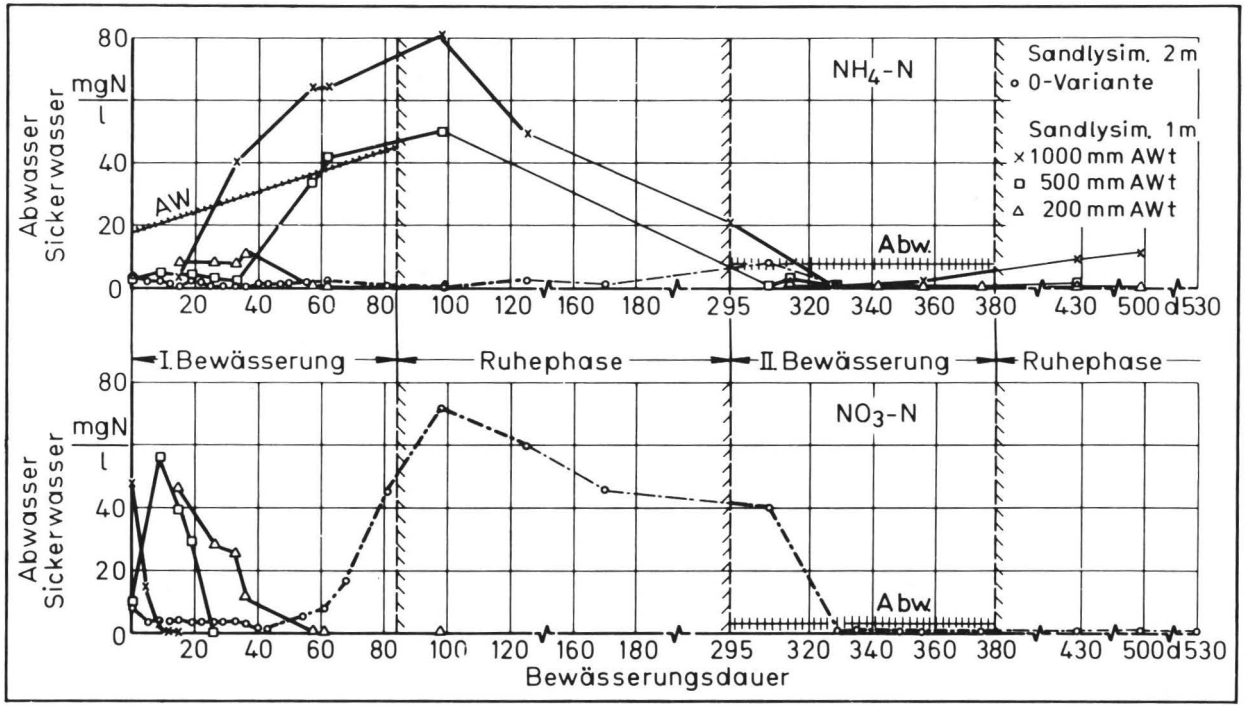



ABB. 25: $NH_4$-N UND $NO_3$-N -KONZENTRATION IM ABWASSER UND SICKERWASSER
HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 U. 1974/75, SAND-MODELL-BODEN

Dieser Befund legt die Annahme nahe, daß das Abwasser im Boden einen vermindernden Einfluß auf den NI-Gehalt sowohl der Boden-Lösung wie auch des versickernden Abwassers hat. Da für eine Nitrat-Ammonifikation aufgrund theoretischer Überlegungen wenig Wahrscheinlichkeit besteht, kommen als Erklärung mikrobielle NI-Aufnahme und denitrifikative N-Entbindung in Betracht:

Bau-Stoffwechsel-Umsatz: Das verwendete Abwasser hat ein C(t)/N(t)-Verhältnis von ca. 20 : 1. Die Eiweiß-Komponenten werden offenbar bevorzugt im Oberboden mechanisch zurückgehalten. Nur die N-ärmeren niedermolekularen organischen Verbindungen wandern zusammen mit gelöstem NI und AM weiter nach unten. Dadurch vergrößert sich das C(t)/N(t)-Verhältnis in der Sickerlösung. Da die organischen Komponenten und das gelöste N unterschiedliche Passage-Geschwindigkeiten aufweisen, kommt es in Abhängigkeit von der GWST und der Abwasser-Gabe zu zeitlich veränderlichen und sehr unterschiedlichen C(t)/N(t)-Quotienten im Bereich des oberflächennahen Grundwassers:

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| GWST 1 m: | 200 mm AWt | 43 | 45 | 95 |
| | 500 mm AWt | 26 | 39 | 25 |
| | 1000 mm AWt | 44 | 29 | 22 |
| GWST 2 m: | 200 mm AWt | 1 | 3 | 8 |
| | 500 mm AWt | 5 | 28 | 30 |
| | 1000 mm AWt | 21 | 27 | 23 |

Es kann also durchaus innerhalb des Sickerwassers zu einem mikroökologischen N-Bedarf kommen, der zur Überführung von NI in organische N-Bindungs-Formen beiträgt.

Denitrifikation: Die hohen Abwasser-Gaben können auch bei den Sand-Böden zusammen mit ihrem hohen Gehalt an leicht zersetzbarer organischer Substanz zu $O_2$-Mangel im Boden führen und damit - selbst in Anbetracht der niedrigen Boden-Temperaturen bei Herbst/Winter-Bewässerung - zur Denitrifikation beitragen.

Bei der O-Variante, die nur der geringen natürlichen Sickerwasser-Passage ausgesetzt war, blieben die NI-Konzentrationen im Sickerwasser erwartungsgemäß den ganzen folgenden Sommer über

und bis in den nächsten Winter hinein hoch. Erst nach Austrag der vorher vorhandenen NI-Restmenge des Bodens fielen auch sie auf nahezu 0 ab.

Bei der Sommer-Bewässerung zeigte sich dasselbe Phänomen wie bei der Winter-Bewässerung: Zuerst erfolgte der Austrag der NI-Restmengen bei hohen NI-Sickerwasser-Konzentrationen, dann ein Absinken der Konzentrationen auf Werte von $<1$ mg/l - obwohl das Sommer-Abwasser 1974 etwa 10 mg NI/l enthielt.

Vergleicht man den Rest-NI-Austrag der 0-Variante (s.o.) von 24 + 6 kg NI/ha in beiden Versuchs-Jahren mit dem der Sommer-Abwasser-Varianten, so wurden bei diesen bis zum Einsetzen der Sommer-Bewässerung ebenfalls ca. 24 kg NI/ha ausgetragen und der Rest wie folgt in den ersten Tagen der Sommer-Bewässerung: Variante AW 14t 1000 mm 3,4 kg NI/ha, AW 14t 200 mm 7,1 kg NI/ha.

Somit erscheint von Seiten der NI-Belastung des Grundwassers die Zuckerfabrik-Abwasser-Bodenfiltration generell als relativ problemlos.

### 9.3.3 Ammonium-N (AM) im Sickerwasser

Im Gegensatz zum NI ergeben sich entgegen den herkömmlichen Auffassungen, aber aufgrund der beim $K^+$ gemachten Erfahrungen nicht unerwartete Probleme beim AM, das als Grundwasser-Kontaminant gefährlich werden kann.

Löß-Parabraunerde:
Wie in der 0-Variante brachte auch die Bewässerung mit demineralisiertem Wasser kaum einen AM-Austrag. Dieser lag bei AM-Konzentrationen von 0,2 - 1 mg/l unter 2 kg AM pro ha und Jahr. Bei der Ausbringung von Abwasser stieg die Konzentration im Sickerwasser nach Erreichen der Durchbruchs-Punkte beträchtlich an.

Die Herbst/Winter-Bewässerung brachte 1973/74 - jedoch nur bei 1000 mm in täglicher Dosierung - Sickerwasser-AM-Konzentrationen, die gegen Ende der Bewässerungs-Phase 10 mg/l erreichten, woran die Zunahme des AM-Gehaltes im Abwasser (s. Abb. 25) beteiligt gewesen sein kann. Erfolgte die Bewässerung in 14-tägigen Intervallen, so führte die damit verbundene - im Abschnitt "Wasser-Bilanz" erläuterte - kurze Verweilzeit des Abwassers im Boden zu weiteren Steigerungen der AM-Konzentration im Sickerwasser: Die Maximal-Konzentrationen betrugen:

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Variante | AW | 14t | 1000 mm | 42 mg AM/l (> Abwasser) |
| " | " | " | 500 mm | 17 mg AM/l |
| " | " | " | 200 mm | 8 mg AM/l |

Wie beim Kalium waren bei der Intervall-Bewässerung sehr starke Konzentrations-Schwankungen des Sickerwasser-AM zwischen den einzelnen Zugabe-Terminen zu beobachten. Unmittelbar nach der Bewässerung erreichten die Konzentrationen als Folge des raschen spannungsfreien Abwasser-Abflusses in den groben Leitbahnen ihr Maximum, um danach jeweils relativ rasch wieder abzusinken. Nach Beendigung der Bewässerung sanken die AM-Konzentrationen des Sickerwassers sofort ab und stiegen erst in der folgenden Herbst/Winter-Bewässerungs-Phase wieder an.

Im Sommer-Bewässerungs-System, das nur in Form der Intervall-Bewässerung mit Vegetations-Decke betrieben wurde, verhielten sich die zeitlichen Konzentrations-Gänge im Sickerwasser ähnlich wie im Winter - jedoch mit dem Unterschied, daß zum einen die Maximal-Konzentrationen wegen der geringeren AM-Gehalte des Sommer-Abwassers niedriger lagen und die Amplituden-Höhe mit fortschreitender Bewässerung abgeschwächt wurde (Sinken der Konzentrations-Maxima). Ob dieses letztere Phänomen, das bereits beim K beobachtet wurde, mit einer zunehmenden AM-Aufnahme der Gras-Decke zusammenhängt, bleibt offen.

Wie beim K wirkt sich somit auch beim AM die Intervall-Bewässerung außerordentlich nachteilig auf die Retentions-Leistung der Löß-Parabraunerde aus. Dies ist besonders im Hinblick auf die

hohen AM-Mengen, die mit dem Herbst/Winter-Abwasser ausgebracht werden, gravierend. Eine Überschlags-Rechnung zeigt: Mit 1000 mm Abwasser pro Quartal wurden 1973/74 340 kg AM/ha, 1974/75 80 kg AM/ha ausgebracht, von denen in der I. Bewässerungs-Phase 30 - 50 %, in der II. Bewässerungs-Phase 7 % wieder ausgetragen wurden. Bei der sommerlichen Intervall-Bewässerung mit weniger AM-haltigem Abwasser wurde der AM-Austrag auf ca. 9 % des Eintrages reduziert. Diese Umstände zeigen, daß in Zukunft dem Ammonium-N bei schwereren Böden als kritischem Faktor bei der Abwasser-Filtration erhöhte Aufmerksamkeit gewidmet werden muß und daß dieser Faktor den Umständen entsprechend der Wahl des Bewässerungs-Systems den Ausschlag zu geben hat.

Sand-Modell-Böden:

Der zeitliche Gang der AM-Konzentrationen im Sickerwasser bei 1 m GWST im Herbst/Winter-Bewässerungs-System ist in Abb. 25 dargestellt.

Das auffälligste Phänomen besteht darin, daß in der ersten Bewässerungs-Phase bei hohen AM-Konzentrationen des Abwassers die AM-Konzentrationen im Sickerwasser z.T. noch weit über die AM-Konzentrationen des Abwassers ansteigen. Dies gilt jedoch nur für die 1000 mm-Variante. Tägliche und 14tägliche Dosierung des Abwassers und unterschiedliche GWS-Tiefen bewirken nur geringe Abweichungen, so daß auf deren Darstellung verzichtet werden kann.

Die "Überkonzentrierung" des Sickerwassers kann nicht oder nur zu einem sehr geringen Teil durch den Austrag von boden-eigenem Rest-AM erklärt werden.

Die O-Varianten zeigen zwar in ihrem natürlichen Sickerwasser AM-Konzentrationen, die immer über 0,8 mg/l liegen und gelegentlich 38 mg/l erreichen, doch ist die Austrags-Menge nur gering. Der Austrag betrug:

| | | | |
|---|---|---|---|
| Sand 2 m | O-Variante | 1. Jahr (Dez.-Okt.) | 2,3 kg AM/ha |
| | | 2. Jahr (Okt.-Juni) | 4,1 kg AM/ha |

Bei Bewässerung mit 1000 mm demineralisiertem Wasser war der zeitliche AM-Konzentrations-Verlauf ähnlich wie bei der Variante 200 AWt in Abb. 25. Die Konzentrationen stiegen vorübergehend auf 10 mg/l und sanken dann auf < 0,5 mg/l ab.

Da somit ein bedeutender Rest-AM-Austrag aus dem Boden auszuschließen ist, müssen die "AM-Überkonzentrationen" im Sickerwasser der Varianten AWt 1000 und 500 als Folge einer fortschreitenden Mineralisation des im Abwasser enthaltenen organischen Stickstoffs angesehen werden. Dies wird deutlich, wenn man zum Vergleich den Zeitgang der Sickerwasser-Konzentration an N(t) heranzieht (Abb. 26). Nach Erreichen des Durchbruchs-Punktes steigen bei AWt 500 und 1000 die N(t)-Konzentrationen zwar an und erreichen gegen Ende der 1. Bewässerungs-Phase ihr Maximum, doch beträgt dieses im Höchstfall 64 % der Abwasser-N(t)-Konzentration. Gegenüber dem N(t)/AM-Verhältnis im Abwasser von 10 bis 4 verkleinert sich dieser Quotient im Sickerwasser im Verlauf der Bewässerung auf 2,5 über 2,0 auf 1,4.

Auf diese Weise vergrößert sich der AM-Austrag gegenüber dem Eintrag, wenn man als Bilanz-Abschnitt die erste Bewässerungs-Phase und die folgende sommerliche Ruhe-Phase zusammenfaßt. Das heißt, es werden mindestens 340 kg AM/ha (schätzungsweise 400 - 450 kg/ha) bei der Variante AWt 1000 ausgetragen bei einer mittleren Sickerwasser-Konzentration von ca. 40 mg AM/l. Bei der Variante AWt 500 liegt der AM-Austrag bei ca. 2/3 des AM-Eintrags.

Legt man den geschätzten AM-Austrag der AWt 1000-Variante von 400 - 450 kg/ha zugrunde, so würde dies bedeuten, daß von den insgesamt 1730 kg zugeführten N(o) pro ha etwa 6 % durch Mineralisation in AM überführt und zusätzlich zu dem bereits vorhandenen Abwasser-AM mit dem Sickerwasser ausgetragen worden sind.

Hervorzuheben ist, daß bei Abwasser-Gaben von 200 und 100 mm nicht nur keine mineralisationsbedingte Vergrößerung der AM-Konzentration im Sickerwasser zu beobachten ist, sondern eine Depression der Konzentrationen, die praktisch keine wesentliche Erhöhung des Austrags gegenüber der O-Variante bewirkt.

Man hat also beim Sand die Möglichkeit, durch Verringerung der Bewässerungs-Mengen, auch die Boden-Retention für Ammonium-N voll wirksam werden zu lassen.

Der II. Bewässerungs-Abschnitt, in dem mit niedrigen Abwasser-AM-Konzentrationen (8 mg/l) gearbeitet wurde, macht deutlich, daß eine Verminderung des AM-Gehaltes im Abwasser - wie sie bei unmittelbarer Ausbringung des Frisch-Abwassers gegeben sein kann - auch die Ausbringung größerer Abwasser-Gaben zuläßt. Jedoch wird auch hier bei 1000 mm-Gaben pro Quartal die Abwasser-AM-Konzentration im Sickerwasser erreicht und überschritten.

Im Sommer-Bewässerungs-System mit aktiver Gras-Decke wurde gegenüber der Herbst/Winter-Bewässerung ein nur sehr geringer AM-Austrag gemessen. Die Konzentrationen lagen mit maximal 2,8 mg AM/l nur wenig über denen der O-Varianten. Der Austrag war nicht höher als der der O-Variante.

Somit läßt sich der Pessimismus, der im Hinblick auf die bei Sand-Böden gegebene Gefahr starker AM-Kontaminationen des Grundwassers bei unsachgemäßer Abwasser-Dosierung im Winter berechtigt ist, dadurch mildern, daß eine Reihe von Steuerungs-Möglichkeiten auch auf diesen Böden eine ökonomisch befriedigende Bodenfiltration des Abwassers gestatten.

### 9.3.4 N(t) im Sickerwasser

Die in Abb. 26 dargestellten Konzentrations-Verläufe des N(t) im Sickerwasser erklären sich aus der Addition der Konzentrations-Gänge von NI, AM und N(o). Nach dem anfänglichen Austrag von Rest-NI, der mit Erreichen des Abwasser-Durchbruchspunktes abgeschlossen ist, steigen die Konzentrationen an AM und N(o) an. Der Befund, daß die zu Ende der I. Bewässerungs-Phase erreichten Konzentrations-Maxima an N(t) nur höchstens 64 % (AWt 1000) bzw. 40 % (AWt 500) der Abwasser-Konzentration

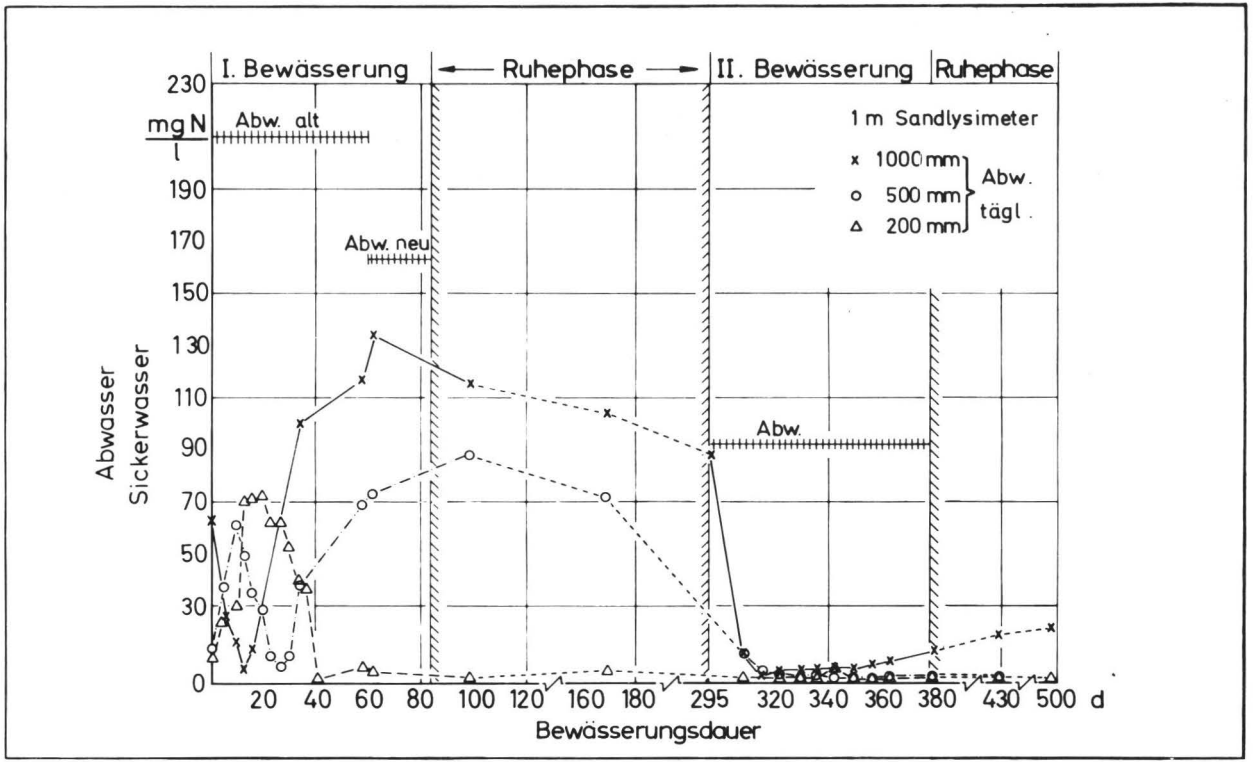



ABB. 26: GES.-N-KONZENTRATION DES ABWASSERS UND SICKERWASSERS
HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 U. 1974/75
SAND-MODELL-BODEN 1 M GWST

erreichen, erklärt sich einerseits aus der im vorangegangenen Abschnitt diskutierten N-Mineralisation mit gasförmigen Verlusten, zum andern aus der mechanischen oder chemischen Retention kolloidalen Eiweißes im Boden.

Hervorzuheben ist, daß die Retention des N(o) in der II. Bewässerungs-Phase - wie schon beim Gesamt-C festgestellt (Abschnitt 5) - sehr hoch ist, wobei einerseits der Pflanzenbestand, andererseits die Qualität des verwendeten Abwassers eine Rolle spielen können.

Bei der Sommer-Bewässerung, deren Ergebnisse hier nicht dargestellt sind, war die Retention für N(o) ähnlich hoch. N(t)-Eintrag und -Austrag gestalteten sich innerhalb der Bewässerungs-Quartale und der anschließenden Ruhe-Phasen wie folgt (kg N(t)/ha):

| | Löß-Parabraunerde | | Sand 2 m | |
|---|---|---|---|---|
| AW 14t | 1000 | 200 | 1000 | 200 |
| Eintrag Quartal 74 | 665 | 133 | 665 | 133 |
| Austrag " " | 123 | 1 | 29 | 9 |
| Austrag Ruhe-Ph. 74/75 | 2 | 3 | 6 | 4 |
| Eintrag Quartal 75 | 128 | 26 | 128 | 26 |
| Austrag " " | 32 | 1 | 30 | 1 |

Auch bei dieser Betrachtung fällt wieder die durch sommerliche Intervall-Bewässerung bedingte ungenügende Retentions-Leistung des Lößes ins Auge, die nicht nur für AM, sondern auch für N(o) gilt.

## 9.4 PFLANZLICHER N-ENTZUG

Die bessere Retention des Abwasser-N bei sommerlicher Bewässerung der Test-Böden wird durch den N-Entzug der assimilierenden Gras-Decke wesentlich unterstützt. Im Abschnitt 3.2.1.6 wurde bereits ausführlicher auf die Substanz-Bildung der Gras-Narbe eingegangen. Unter Bezug auf die im folgenden wiedergegebenen N-Entzugs-Tabellen (Tab. 31 , 32 , 33 ) wurden die Ertrags-Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchs-Varianten als eine Folge des unterschiedlichen Stickstoff-Angebotes diskutiert.

Tab. 31 zeigt für die Löß-Parabraunerde, daß die mit der Herbst/Winter-Bewässerung in steigender Menge dem Boden zugeführten und in steigender Menge retinierten N-Mengen zu steigenden N-Entzügen im Gras-Aufwuchs führen. Hervorzuheben ist der Befund, daß unabhängig von der mit dem Abwasser zugeführten N-Menge nach täglicher Abwasser-Dosierung gleichbleibend ca. ein Drittel des eingetragenen N von der Gras-Decke aufgenommen wird und durch Mähen und Abfahren beseitigt werden kann.

Gerade beim Löß macht sich der Unterschied zwischen täglicher und 14täglicher Bewässerung im Herbst/Winter deutlich bemerkbar. Der mit Intervall-Bewässerung verbundene stärkere Sickerwasser-N-Austrag drückt - und hier besonders bei hohen Abwasser-Gaben - das sommerliche N-Angebot für die Pflanzen beträchtlich.

Bei beiden Sand-Modell-Böden (Tab. 32 ) ist dagegen der Unterschied zwischen täglicher und 14täglicher Abwasser-Dosierung gering. Zieht man auch hier die prozentuale Überführung des Abwasser-N in die Gras-Decke als Maß für den Wirkungs-Grad des pflanzlichen N-Entzuges heran, so ergeben sich Optima, die in der Variante 2 m GWS-Tiefe bei 200 mm Abwasser-Gabe,
Variante 1 m GWS-Tiefe bei 500 mm Abwasser-Gabe
liegen und die GWS-abhängigen N-Retentions-Fähigkeiten beider Versuchs-Varianten widerspiegeln.

Die beim Sand gegenüber der Löß-Parabraunerde niedrigeren relativen pflanzlichen Entzüge des N-Eintrags müssen einerseits mit den höheren N-Auswaschungs-Raten, andererseits mit einer offenbar höheren Mineralisations-Tätigkeit des Sandes erklärt werden.

Tabelle 31 : Stickstoff-Entzüge mit der Gras-Ernte

LÖSS-PARABRAUNERDE 1,5 m GWST

SYSTEM: Herbst/Winter-Bewässerung

| VARIANTE | Entnahme-Datum 19.8.74 | 21.5.75 | N-Entzug errechnet[2)] | N-Entzug in % des $N_{(t)}$ Angebotes (vermindert um N-Entzug der Varian "Demin. Wasser") |
|---|---|---|---|---|
| O $N_{(t)}$ % d. TM | 1,04 | 1,20 | 1,12 | |
| O mg N/Lysimeter | 185 | 166 | 818 | |
| O kg N/ha | 15,20 | 12,78 | 67,09 | |
| O Bezugs % | 100 | 100 | 100 | |
| AW t 200 | 324 % | 556 % | 372 % | 31,9 |
| AW t 500 | 742 % | 1115 % | 756 % | 30,5 |
| AW t 1000 | 1031 % | 2488 % | 1482 % | 31,8[3)] |
| AW 14t 200 | 241 % | 490 % | 309 % | 24,8 |
| AW 14t 500 | 348 % | 1711 % | 527 % | 20,2 |
| AW 14t 1000 | 392 % | 1681 % | 598 % | 11,2[3)] |
| DW t 200 | 88 % | 89 % | 88 % | |
| DW t 500 | 104 % | 70 % | 74 % | |
| DW t 1000 | 197 %* | 583 %* | 183 %* | |

* Klee-Aufwuchs

2) Kalkuliert aus Gesamt-Ertrag und Mittelwerten der N-Gehalte

3) Durch die Verfälschung der Ertrags- und N-Gehalte durch den Klee-Aufwuchs wurde die Null-Variante als Korrektur für den N-Entzug der Variante "demineralisiertes Wasser" eingesetzt.

Tabelle 32: Stickstoff-Entzüge mit der Gras-Ernte
SAND-MODELL-BODEN 1 m und 2 m GWST
SYSTEM: Herbst/Winter-Bewässerung

| VARIANTE | 1 m GWST | | | | 2 m GWST | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Entnahme-Datum | | N-Entzug | N-Entzug in | Entnahme-Datum | | N-Entzug | N-Entzug in |
| | 19.8.74 | 21.5.75 | errech.[1] | % von $N_{(t)}$ [2] | 19.8.74 | 21.5.75 | errech.[1] | % von $N_{(t)}$ [2] |
| O $N_{(t)}$ % d. TM | 1,00 | 1,24 | 1,12 | | 1,54 | 1,23 | 1,38 | |
| O mg N/Lysimeter | 172 | 91 | 556 | | 432 | 107 | 753 | |
| O kg N/ha | 14,15 | 7,44 | 45,68 | | 35,51 | 13,16 | 61,88 | |
| O Bezugs % | 100 | 100 | 100 | | 100 | 100 | 100 | |
| AW t 100 | 147 | 329 | 178 | 17,8 | 103 | 187 | 178 | 20,2 |
| AW t 200 | 208 | 725 | 370 | 21,4 | 116 | 400 | 303 | 23,8 |
| AW t 500 | 475 | 1839 | 944 | 26,5 | 219 | 806 | 596 | 22,1 |
| AW t 1000 | 680 | 3231 | 1480 | 21,4 | 307 | 1829 | 1045 | 20,5 |
| AW 14t 100 | 165 | 267 | 210 | 22,7 | 84 | 152 | 157 | 15,9 |
| AW 14t 200 | 267 | 634 | 391 | 23,0 | 144 | 369 | 316 | 25,1 |
| AW 14t 500 | 457 | 1749 | 878 | 24,6 | 174 | 1070 | 629 | 23,5 |
| AW 14t 1000 | 714 | 3074 | 1409 | 20,3 | 370 | 2104 | 1094 | 21,5 |
| DW t 100 | 39 | 79 | 71 | | 71 | 59 | 81 | |
| DW t 200 | 50 | 94 | 90 | | 48 | 59 | 73 | |
| DW t 500 | 50 | 111 | 69 | | 39 | 56 | 59 | |
| DW t 1000 | 50 | 138 | 77 | | 27 | 69 | 55 | |

[1] kalkuliert aus Gesamt-Ertrag und Mittelwerten der N-Gehalte

[2] vermindert um N-Entzug der Varianten "demin. Wasser"

Im Sommer-Bewässerungs-System gestaltete sich die N(t)-Bilanz wie in Tab. 33 angegeben.

Tab. **33** : N(t)-Bilanz bei Sommer-Bewässerung. Angaben in kg/ha

| | Löß | | Sand 1 m | | Sand 2 m | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Varianten AW 14t | 1000 | 200 | 1000 | 200 | 1000 | 200 |
| Eintrag 1974 u. 75 | 798 | 154 | 798 | 154 | 798 | 154 |
| Austrag 1974 u. 75 | 187 | 5 | **n.b.** | **n.b.** | 65 | 14 |
| Pflanzl.Entzug 74 u. 75 (abzgl. N(t) aus O-Var.) | 257 | 14 | 341 | 49 | 326 | 45 |
| Rest | 354 | 135 | | | 407 | 95 |
| Pflanzl. N(t)Entzug in % N(t)-Eintrag (abzgl. N(t) aus O-Var.) | 32 | 9 | 43 | 32 | 41 | 29 |

Die relativen pflanzlichen Entzüge der mit dem Abwasser zugeführten N(t)-Mengen liegen somit besonders bei den Sand-Böden wesentlich höher als bei der Herbst/Winter-Bewässerung. Dies erklärt sich aus der stärkeren N-Retention dieser Böden im Sommer. Der geringere Prozentsatz in der 200 mm-Variante ist damit zu erklären, daß der Gras-Aufwuchs im ersten Jahr noch nicht voll entwickelt war und bei den relativ geringeren N-Mengen langsamer gefördert wurde als in der 1000 mm-Variante.

## 9.5 DISKUSSION

Daß Boden-Sickerwasser auch bei normaler landwirtschaftlicher Nutzung, besonders aber bei Beregnung, höhere AM-Gehalte aufweist als für Trinkwasser zulässig, ergibt sich auch aus Untersuchungen von PFAFF (58) und CZERATZKI (13). Dieses Phänomen ist dann von geringerer Bedeutung, wenn das Sickerwasser bei einem ausreichend großen oder bewegten Grundwasser-Körper hinreichend verdünnt werden kann. Bei Abwasser-Verregnung mit entsprechend hohem Wasser-Durchsatz des Bodens kann dagegen die AM-Belastung des Grundwassers zum Problem werden.

Ohne nähere Angaben zur Bindungs-Form des N fand KRAMER (44) in seinen unbewachsenen, mit Auenlehm gefüllten Lysimetern eine N(t)-Retention von 50 - 77 % im Boden, wenn die N(t)-Gehalte im Abwasser zwischen 30 und 90 mg/l lagen und die Abwasser-Gabe 3 x 50 bis 3 x 450 mm pro Quartal betrug. Die Konzentrationen des Sickerwassers lagen bei ca. 20 mg N(t)/l und wiesen nur geringe Schwankungen auf.

In Lysimetern mit anlehmigem Sand fanden HUSEMANN u. WESCHE (35) im 1. Versuchs-Jahr bei Verwendung von häuslichem Abwasser im Eintrag 56 mg N(t)/l, im Sickerwasser-Austrag 1,7 mg N(t)/l. Von 47,5 mg AM/l im Eintrags-Wasser erschienen im Austrags-Wasser kaum etwas, wenn die Bewässerung während eines Jahres in 12 Gaben à 30 mm verabreicht wurde. Nitrat spielte im Eintrags- wie im Austrags-Wasser keine Rolle.

CARTROUX et al. (10) fanden bei N(t)-Konzentrationen im Zuckerfabrik-Abwasser von 7 mg/l Gehalte von 0 bis 13 mg/l im Sickerwasser. Es handelte sich um tonige Schluff-Böden, die mit 2 x 250 mm Abwasser bewässert wurden. Bei 0,15 mg NI/l Abwasser wurden im Sickerwasser anfangs NI-Rest-Austräge mit Konzentrationen um 2 mg NI/l gemessen. Auch hierbei trat die Erscheinung auf, daß nach Erreichen des Durchbruchs-Punktes - gemessen am Ansteigen der CSB-Werte im Sickerwasser - die Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser auf Null zurückgingen.

Andere Autoren, die sich mit der Boden-Filtration von Flüssig-Abfällen in leichteren Böden befaßten, so z.B. VETTER u. KLASINK (72) und FOERSTER (27), die mit Schweine-Gülle arbeiteten und EL BASSAM u. TIETJEN (22), die Klärschlamm verwendeten, fanden dagegen hohe NI-Gehalte im Sickerwasser. Eine kritische Durchsicht dieser Arbeiten wirft jedoch die Frage auf, inwieweit es sich bei den hohen NI-Konzentrationen im Sickerwasser um Rest-Austräge der mineralischen Düngung handelte. In Untersuchungen des Instituts für Bodenkunde zeigte sich, daß das in 2 m Tiefe in frei ablaufenden Lysimetern gewonnene Sickerwasser im Winter nach Überschreiten der NSKO Rest-Austräge der 10 Monate vorher verabreichten NI-Düngung brachte, die Konzentrationen von 135 mg NI/l bewirkten. Hinzu kommt, daß in den oben genannten Arbeiten das Sickerwasser mit Hilfe von Saugkerzen gewonnen wurde. Diese können als Filter eine Trennung der N-Komponenten durch Abweisung kolloidalen organischen Stickstoffs bewirken und zur Bildung von "Artefakten" in der Probenlösung Anlaß geben.

## 9.6 ZUSAMMENFASSUNG

Während das Nitrat-N keine Probleme bei der Boden-Filtration bereitet und sich eine mögliche Belastung des Grundwassers auch nur innerhalb enger Grenzen hält, ist wider Erwarten das Ammonium-N als eine wesentliche Gefahren-Quelle zu betrachten.

Ursache sind die z.T. recht hohen Ammonium-N-Gehalte des Zuckerfabrik-Abwassers, die während der Zwischenlagerung trotz hoher pH-Werte infolge starker biologischer Umsetzungen schnell ansteigen und danach nur langsam absinken. Eine Reduktion der Ammonium-Belastung von Sickerwasser und Grundwasser würde durch Sofort-Ausbringung oder erst nach längerer Zwischen-Lagerung zu erreichen sein.

Bei Löß-Böden wirkt sich der Umstand gravierend aus, daß mit steigender Quartals-Ausbringungs-Menge des Abwassers, besonders aber bei Intervall-Bewässerung, zunehmende Mengen an Abwasser in den weitlumigen Leitbahnen des Bodens zum Grundwasser abfließen. Hier gilt es abzuwägen, ob eine Reduktion der im Herbst und Winter auszubringenden Abwasser-Mengen und das Einhalten einer Dosierung in gleichen Tages-Raten ökonomisch sinnvoller ist als eine Stapelteich-Zwischenlagerung in Verbindung mit Sommer-Bewässerung, die jedoch ebenfalls bei hohen Abwassergaben in kürzeren Intervallen zu verabreichen wäre.

Bei den besser durchlüfteten Sand-Böden ist das Problem etwas anders gelagert. Hier kommt es zu hohen Sickerwasser-Belastungen mit Ammonium, wenn das in biochemischer Umsetzung befindliche Abwasser mit hohen Gehalten an organischem N während der Boden-Passage mineralisiert wird und durch $NH_4$-Freisetzung den Ammonium-Pegel des Sickerwassers zusätzlich anhebt. Neben der Mengen-Reduktion ergibt sich hier jedoch als Steuerungs-Möglichkeit die Verregnung von Frisch-Abwasser und natürlich auch die sehr effektive Sommer-Verregnung. Die Frage der Intervall-Dosierung ist bei diesen Böden von geringerer Bedeutung.

Hervorzuheben ist beim Stickstoff generell die Retentions- und Entzugs-Leistung von Vegetations-Decken. Mit Hilfe des Gras-Bestandes konnten bis zu 43 % des mit dem Abwasser applizierten N(t) entzogen und durch die Ernte aus dem System entfernt werden.

## 10 LEITFÄHIGKEIT

Als "Schnellbestimmung" zur summarischen Beurteilung der Ionen-Konzentration im Sicker- und Abwasser wird häufig die Ermittlung der "spezifischen elektrischen Leitfähigkeit ($\varkappa$ = kappa)" verwendet. Dieser Wert spiegelt in erster Linie die Konzentration der Ionen hoher "Beweglichkeit" oder hoher "spezifischer Wanderungsgeschwindigkeit" wider. Das sind im vorliegenden Fall im wesentlichen die Erdalkali- und Alkali-Kationen und das $NH_4$, sowie das Cl-, $SO_4$-und $HCO_3$-Anion. Der Zeitgang von Kappa ist somit ein summarischer Ausdruck für die zeitlichen Konzentrations-Gänge der genannten, im Vorstehenden einzeln untersuchten Ionen-Konzentrationen.

Die spezifische Leitfähigkeit des in den Versuchen verwendeten Abwassers schwankte, bedingt durch die Variation der Qualität des anfallenden Abwassers und durch die Veränderungen im Stapelteich (Reinigung) zwischen 2400 und 9300 u S (vgl. Tab. 2). Das aus dem Boden verdrängte Sickerwasser lag zu Beginn der Versuche, d.h. ohne Bewässerungs-Einfluß, in seinen Kappa-Werten bei:

| | | |
|---|---|---|
| Löß-Parabraunerde | Ø 700 µ S | (557 - 822 µ S, n = 9) |
| Sand-Modell-Boden | Ø 516 µ S | (237 - 957 µ S, n = 28) |

Der zeitliche Verlauf von Kappa im Sickerwasser ist für das System Herbst/Winter-Bewässerung in Abb. 27 anhand einiger Versuchs-Varianten für den gesamten Versuchs-Zeitraum dargestellt.

Das Erreichen des Durchbruchspunktes erfolgt umso früher und das Ansteigen der Kappa-Werte umso stärker, je früher die Boden-Eigenlösung verdrängt und die ionenspezifische Austausch-Kapazität des Bodens erschöpft ist. Diese beiden Abhängigkeiten lassen sich in dem unterschiedlich starken Ansteigen der Leitfähigkeit bei steigender Bewässerungshöhe, Filter-Länge sowie bei den verschiedenen Bodenarten erkennen.
Zu Beginn der II. Herbst/Winter-Bewässerungs-Phase wurden im austretenden Sickerwasser sehr hohe Kappa-Werte gemessen. Sie lassen auf die Abwesenheit von Abwasser-Resten aus der I. Bewässerungs-Phase schließen. Aufgrund des niedrigeren Elektrolyt-Gehaltes des in der II. Bewässerungs-Phase verwendeten Abwassers läßt sich der Verdrängungsvorgang von altem durch neues Abwasser im austretenden Bodenwasser deutlich verfolgen (Abb. 27).

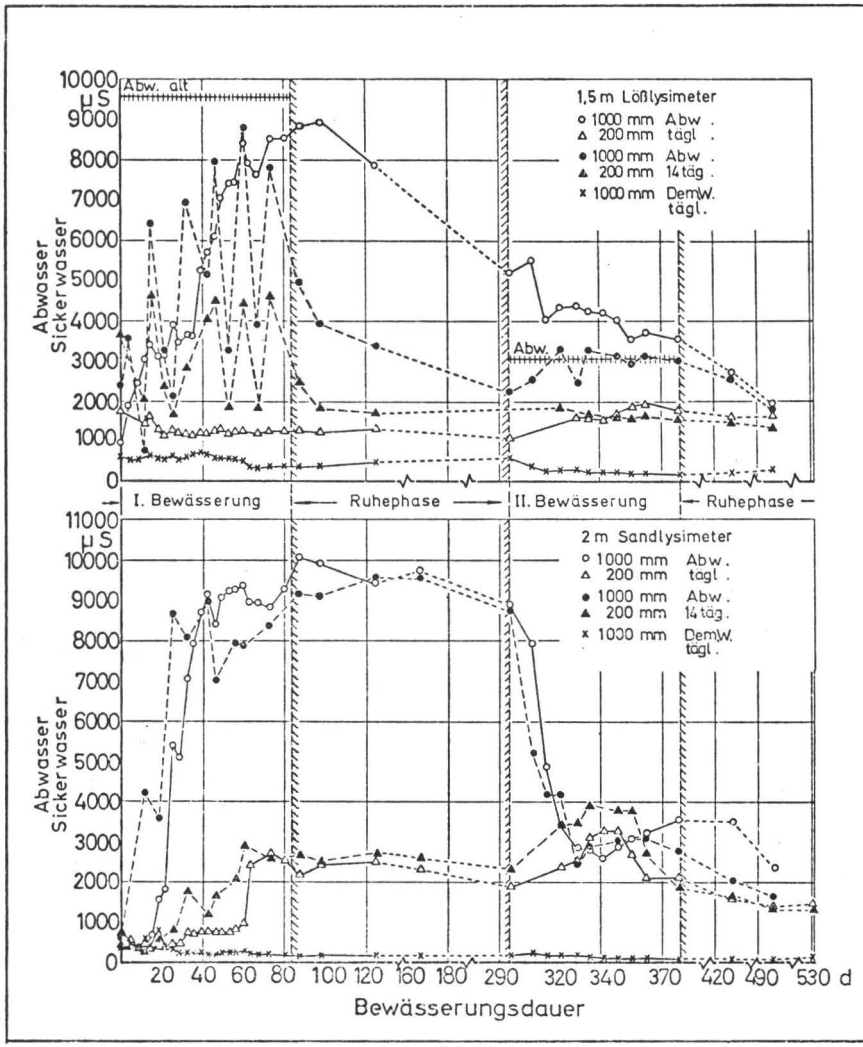



ABB. 27: VERLAUF DER LEITFÄHIGKEIT VON ABWASSER UND SICKER-WASSER, HERBST/WINTER-BEWÄSSERUNG 1973/74 U. 1974/75 BEI VERSCHIEDENEN BEWÄSSERUNGSVARIANTEN SAND-MODELL-BODEN 2 M GWST, LÖSS-PARABRAUNERDE

Sommer-Bewässerung: Die Abwasser-Zugabe während der Vegetations-Zeit reicht bei den hohen ETI-Raten nicht aus, um bis zum Abschluß der Bewässerung wesentliche Veränderungen der Kappa-Werte im Sickerwasser herbeizuführen. Erst in den folgenden Winter-Monaten ist mit dem dann höheren Sickerwasser-Anfall zugleich auch ein Ansteigen von Kappa festzustellen. Die hohen sommerlichen Verdunstungs-Raten verursachen bei der Sommer-Bewässerung eine Konzentrierung der Elektrolyte im Sickerwasser, so daß in einzelnen Fällen die Leitfähigkeit des Sickerwassers in den Sommer-Bewässerungs-Varianten über die des zugegebenen Abwassers hinaus ansteigen kann. Abb. 28 zeigt, daß dies bei den Varianten

| | | | |
|---|---|---|---|
| Sand 1 m | AW 14t 1000 | zwischen | 260 und 380 Tagen |
| Sand 2 m | AW 14t 1000 | zwischen | 310 und 430 Tagen |

der Fall ist. Dieser Befund deckt sich mit dem Zeitgang der Cl-Konzentration (vgl. S. 99).

Vergleich von Löß-Parabraunerde und Sand-Modell-Boden:

Beim Lößboden wurden im belasteten Sickerwasser im Gegensatz zum Sandboden geringere Kappa-Werte bestimmt. Dies korrespondiert mit den höheren Sorptions-Leistungen des Löß-Bodens für Kationen. Erst bei sehr hohen Bewässerungs-Gaben deutet sich der beschriebene Erschöpfungs-Effekt an. Kappa erreicht im Lößboden maximal etwa 90 % der im Abwasser gemessenen Werte, im Sandboden werden teilweise 100 % erreicht. In den Ruhe-Phasen fallen die Kappa-Werte in der Parabraunerde infolge der höheren Sorption schneller wieder ab als beim Sand-Modell-Boden. Die starken Schwankungen von Kappa bei der Herbst/Winter-Bewässerung mit 14täglicher Dosierung sind beim Lößboden - selbst bei der im oberen Bildteil der Abb. 27 dargestellten Variante AW 14t 200 mit Einzel-Gaben von 33 mm - deutlich zu erkennen (vgl. 8.2, Kalium). Die im Sickerwasser gemessenen Kappa-Maximal-Werte der Parabraunerde übersteigen z.T. die der entsprechenden Varianten des Sand-Modell-Bodens. Sie weisen auf die Gefahr von Konzentrations-Stößen bei falscher Wahl von Menge und Verteilung der Abwasser-Gaben hin.

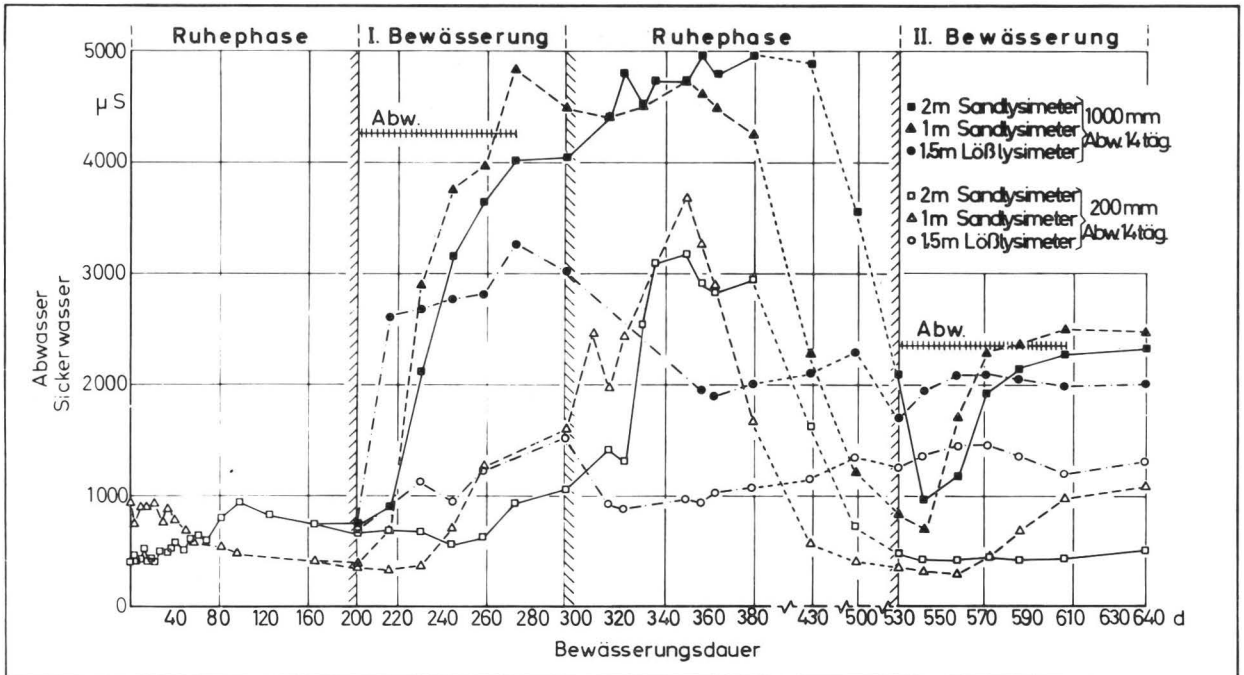



ABB. 28: VERLAUF DER LEITFÄHIGKEIT VON ABWASSER UND SICKERWASSER
SOMMER-BEWÄSSERUNG 1974 UND 1975
SAND-MODELL-BODEN 1 M U. 2 M GWST, LÖSS-PARABRAUNERDE

# 11 GESAMT-RÜCKSTAND (TROCKENMASSE = TM) UND GLÜH-RÜCKSTAND

## 11.1 TROCKEN-MASSE (TM)

Als summarischer Wert aller in einem Abwasser in fester, kolloidaler oder gelöster Form vorliegenden Komponenten kann die Bestimmung der Trocken-Masse (TM) herangezogen werden. Diese Bestimmung wurde von uns zu einigen ausgewählten Terminen vorgenommen, um eine Größenordnung der summarischen Reinigungs-Leistung für alle Abwasser-Inhalts-Stoffe zu bekommen.

Im Abwasser-Abgaben-Gesetz wird in der für die Beurteilung der Schädlichkeit des Abwassers verwendeten Abwasser-Abgaben-Formel die Summe der absetzbaren Stoffe - die nur einen Teil der TM ausmachen - mit dem Gewichtungs-Faktor 0,45 multipliziert.
Inwieweit diese Bewertung sinnvoll oder ausreichend ist, soll hier nicht diskutiert werden. Für die absetzbaren Stoffe gilt ähnliches wie für die Leitfähigkeit. Ohne nähere Kenntnis der abgesetzten Stoffe kann nur annähernd auf eine Schadwirkung geschlossen werden.
Zu Ende jeder Bewässerungs-Phase wurden im Abwasser und in den Sickerwasser-Abläufen die TM-Gehalte bestimmt. In Tabelle 34 und 35 ist die Sickerwasser-TM in % der Abwasser-TM angegeben. Der bodeneigene TM-Austrag der "aqua demin.-Varianten" ist ebenfalls in % der Abwasser-TM ausgedrückt.
Im System "Sommer-Bewässerung" wurde der TM-Gehalt nur am Ende der Bewässerung 1974 bestimmt. Es wurden die in Tab. 35 angegebenen Werte, ebenfalls in % der Abwasser-TM, bestimmt. Außerdem wurde in diesen Varianten der TM-Gehalt auch zu Ende der II. Herbst/Winter-Bewässerung bestimmt.
Die in Tab. 34 und 35 angegebenen TM-Gehalte des Sickerwassers lassen erkennen, daß auch hier ein Einfluß der Bewässerungs-Höhe auf die Sickerwasser-Qualität besteht. Die in Tab. 35 über die TM-Gehalte des Abwassers hinaus ansteigenden Sickerwasser-TM-Werte können - vergleiche Abschn. 4 (Chlorid) und Abschn. 10 (Leitfähigkeit) - auf sehr hohe Salz-Konzentrationen im Sickerwasser zurückgeführt werden.

Tab. 34: TM-Gehalt von Abwasser und Sickerwasser,
Sickerwasser-TM in % der Abwasser-TM
SYSTEM: Herbst/Winter-Bewässerung

| Abwasser | | 100 % = 21 g TM/l | | | 100 % = 7,3 g TM/l | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Boden | Bew.-Höhe mm | I.Bewässerung 1973/74 | | | II.Bewässerung 1974/75 | | |
| | | AWt | AW 14t* | DWt | AWt | AW 14t | DWt |
| | 0 | --- | --- | --- | --- | 21 | |
| Löß 1,5 m | 200 | --- | --- | --- | 24 | 23 | 10 |
| | 500 | --- | 22 | --- | 29 | 37 | 4 |
| | 1000 | 72 | 32 | 2,5 | 63 | 49 | 3 |
| Sand 1 m | 100 | --- | --- | --- | 10 | 13 | 4 |
| | 200 | --- | --- | --- | 18 | 24 | 2 |
| | 500 | 69 | 38 | --- | 32 | 30 | 3 |
| | 1000 | 80 | 70 | --- | 51 | 52 | 4 |
| Sand 2 m | 100 | --- | --- | --- | 15 | 17 | n.b. |
| | 200 | --- | --- | --- | 18 | 21 | 2 |
| | 500 | 61 | 40 | --- | 26 | 28 | 2 |
| | 1000 | 82 | 75 | 1 | 67 | 43 | 1 |

* Die vergleichsweise höhere Retention dieser Variante ist nicht repräsentativ, da die Sickerwasser-Proben erst zu Ende eines Bewässerungs-Intervalls genommen wurden.

Tab. 35: TM-Gehalt von Abwasser und Sickerwasser,
Sickerwasser-TM in % der Abwasser-TM
SYSTEM: Sommer-Bewässerung

| Abwasser | 100 % = 3,05 g TM/l | | |
|---|---|---|---|
| Boden | Variante | Sommer 1974 | Herbst/Winter 1974/75 |
| Löß | 200 | --- | 39 |
| | 1000 | 90 | 59 |
| Sand 1 m | 200 | --- | 39 |
| | 1000 | 123 | 118 |
| Sand 2 m | 200 | --- | n.b. |
| | 1000 | 102 | 128 |

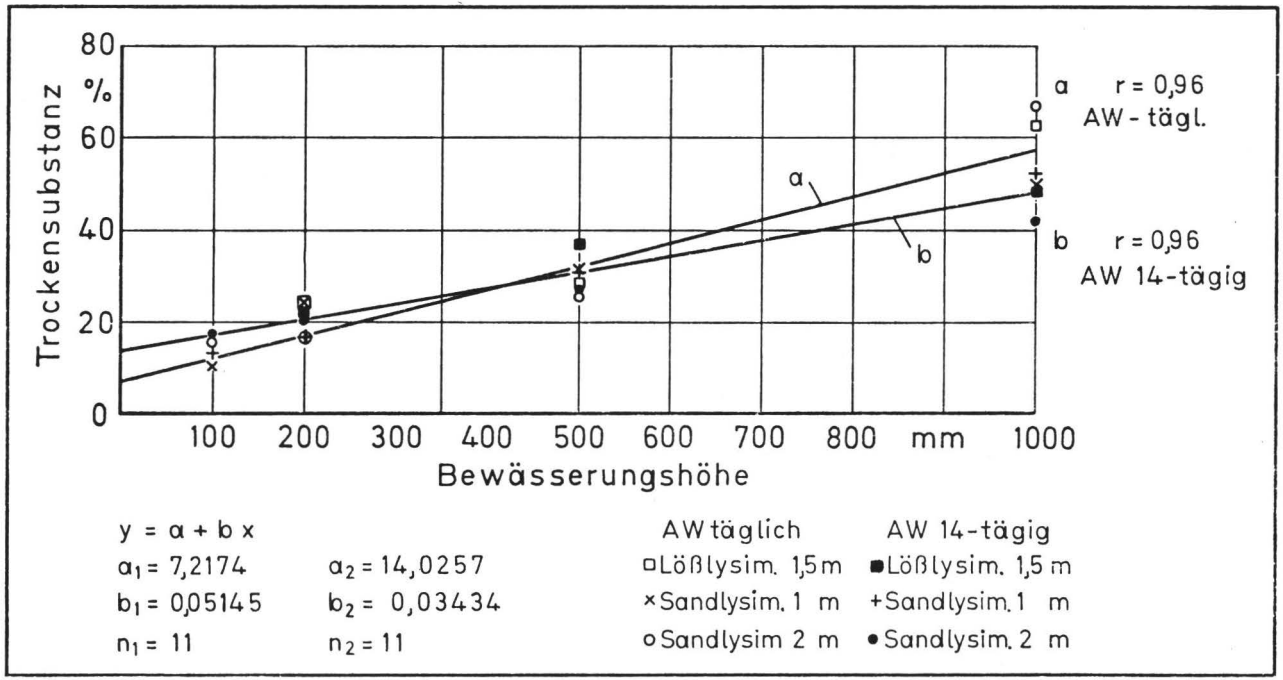



ABB. 29: KORRELATION ZWISCHEN BEWÄSSERUNGSHÖHE UND TROCKENSUBSTANZAUSTRAG MIT DEM SICKERWASSER (BEZ. AUF D. PROZENTUALEN AUSTRAG) BEI VERSCHIEDENEN BEWÄSSERUNGSVARIANTEN TR.S. DES ABWASSERS 7,3 G/L

Für das System Herbst/Winter-Bewässerung 1974/75 konnte eine enge Beziehung zwischen Bewässerungs-Höhe und TM-Gehalt im Sickerwasser festgestellt werden, die in Abb. 29 dargestellt ist.

## 11.2 GLÜH-RÜCKSTAND DER TM

Aus der Bestimmung des Glührückstandes einer getrockneten Abwasser-Probe kann, wenn auch mit großen Einschränkungen, auf die Menge der organischen Inhalts-Stoffe eines Abwassers geschlossen werden. An den TM-Proben von Abwasser und Sickerwasser wurde deshalb auch der Glührückstand bestimmt. Die in Tab. 36 und 37 angegebenen Glüh-Rückstands-Werte sind in den Proben bestimmt, für die in Tab. 34 und 35 die TM-Gehalte mitgeteilt wurden.

Tab. 36: Glüh-Rückstand von Abwasser und Sickerwasser in % der TM
SYSTEM: Herbst/Winter-Bewässerung

| Abwasser | | Ø 4 Proben = 35 % | | | Ø 3 Proben = 32 % | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Boden | Bewäss.-Höhe mm | I. Bewässerung 1973/74 | | | II. Bewässerung 1974/75 | | |
| | | AWt | AW 14t | DWt | AWt | AW 14t | DWt |
| Löß | 0 | - | - | - | - | - | 38 - |
| | 200 | - | - | - | 76 | 64 | 58 |
| | 500 | - | 38 | - | 79 | 62 | 52 |
| | 1000 | 35 | 37 | 64 | 60 | 64 | 81 |
| Sand 1 m | 100 | - | - | - | 75 | 69 | 79 |
| | 200 | - | - | - | 71 | 69 | 77 |
| | 500 | 39 | 47 | - | 60 | 60 | 83 |
| | 1000 | 38 | 38 | 79 | 51 | 54 | 86 |
| Sand 2 m | 100 | - | - | - | 76 | 75 | - |
| | 200 | - | - | - | 74 | 71 | 81 |
| | 500 | 43 | 53 | - | 68 | 68 | 83 |
| | 1000 | 37 | 39 | - | 48 | 68 | 77 |

An den in Tab. 35 angegebenen TM-Gehalten wurden die folgenden Glüh-Rückstands-Werte bestimmt:

Tab. 37: Glüh-Rückstand in % der TM von Abwasser und Sickerwasser
SYSTEM: Sommer-Bewässerung

| Abwasser | | 68 % | |
|---|---|---|---|
| Boden | Variante | Sommer 74 | Herbst/Winter 1974/75 |
| Löß | 200 | - | 53 |
| | 1000 | 64 | 66 |
| Sand 1 m | 200 | - | 77 |
| | 1000 | 70 | 73 |
| Sand 2 m | 200 | - | - |
| | 1000 | 64 | 59 |

Bei den Sand-Modell-Böden liegt der Prozent-Anteil des Glüh-Rückstandes an der TM im Sickerwasser der "aqua demin.-Varianten" höher als in den Abwasser-Varianten. Mit zunehmender Abwasser-Gabe sinkt er und nähert sich den Prozent-Gehalten des Abwassers. Im Bewässerungs-Abschnitt I sind die prozentualen Glüh-Rückstands-Gehalte im Sickerwasser der Abwasser-Varianten niedriger als im Abschnitt II Dies kann - wenn man die Ausführungen über den C-Austrag in Abschnit 5 heranzieht - mit dem im Bewässerungs-Abschnitt II besseren Kohlenstoff-Abbau mit Vegetations-Bedeckung erklärt werden.
Wie bereits im Abschnitt "Kohlenstoff" (S. 116) ausgeführt, kann diese Erscheinung einerseits durch den höheren relativen Austrag von bodenbürtiger organischer Substanz in den O- und aqua demin.-Varianten erklärt werden. Andererseits bleibt offen, ob auch ein höherer Austrag von peptisiertem Ton durch das Niederschlags- und demineralisierte Wasser bewirkt wird. Dieser Ton könnte mit seinem Kristallwasser ebenfalls zu einer Depression der relativen Glüh-Rückstands-Anteile beitragen.

## 11.3 ZUSAMMENFASSUNG

Trockenmasse und Glüh-Rückstands-Anteil der Trockenmasse stellen ebenfalls summarische Parameter für die Charakterisierung der Reinigungs-Leistung von Böden, die mit Abwasser belastet werden, dar. Sie spiegeln die Qualitäts-Beeinflussung des Sickerwassers als Funktion von Bewässerungs-Menge und Bodenart wider. Besonders der Glüh-Rückstands-Anteil läßt den Reinigungs-Effekt der Pflanzendecke - siehe Vergleich zwischen Bewässerungs-Abschnitt I und II - deutlich erkennen.

Grundsätzlich ist jedoch zu betonen, daß auch diese beiden summarischen Parameter nur eine beschränkte Aussagekraft besitzen und nicht die Bestimmung der einzelnen Wasser-Inhaltsstoffe ersetzen können, wenn es um eine sichere Erfassung der Reinigungs- und Filter-Wirkungen von Böden bei der Abwasser-Landbehandlung geht.

## 12 ÜBERBLICK

In den Abschnitten 3 bis 11 dieser Arbeit wurden die Passage-Eigenschaften des Abwassers und seiner Inhalts-Stoffe bei der Boden-Filtration untersucht. Zu jedem Abschnitt wurde eine Zusammenfassung gegeben, in der die Beeinflussung des Passage-Verhaltens jeder einzelnen Komponente durch die gewählten Versuchs-Varianten wie Bodenart, Filterlänge, jahreszeitliches Bewässerungssystem, Abwasser-Dosierung, Bewässerungs-Höhe und Pflanzenwuchs dargestellt wurde.
Dabei ergab sich, daß bestimmte Kombinationen von Versuchs-Varianten für die Retention eines bestimmten Abwasser-Inhaltsstoffes durch den Boden günstig, für einen anderen dagegen ungünstig waren.

Dieses erschwert generelle Aussagen und Anleitungen zur Landbehandlung von Abwässern aus Zuckerfabriken und stellt im Grunde genommen ein Optimierungs-Problem dar.
In der folgenden Tabelle 38 wird einerseits als zusammenfassender Überblick, andererseits als Grundlage für eine optimierende Empfehlung der Versuch unternommen, den Einfluß der einzelnen Versuchs-Varianten auf die Retentions-Leistung des Bodens in einer 5-stufigen Indizierung quantitativ darzustellen.

zu Tab. 38: Indices zur Beurteilung der Retention durch die einzelnen Versuchs-Varianten

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| ++ | starke | Förderung | der | Retention |
| + | gute | " | " | " |
| o | mäßige | " | " | " |
| - | schwache | " | " | " |
| -- | keine | " | " | " |

Tab. 38: Zusammenfassende Übersicht über den Einfluß der Bewässerungs-Varianten auf die untersuchten Parameter bei der Abwasser-Passage durch den Boden

| Variante | PARAMETER | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Wasser-B. | Cl | C | P | Ca | Mg | Na | K | $NO_3$ | $NH_4$ | Ges-N | Leitf. | TM | Geruch |
| Löß-Parabraune. Herbst/Winter 1973/74 ohne Bewuchs | | | | | | | | | | | | | | |
| AW t 200 | + | + | - | + | ++ | + | o | ++ | ++ | + | ++ | + | o | - |
| AW t 500 | + | + | - | o | + | + | - | ++ | ++ | o | o | o | o | -- |
| AW t 1000 | + | o | - | - | o | - | - | + | ++ | - | -- | - | - | -- |
| AW 14t 200 | + | o | - | - | + | - | - | + | ++ | - | - | - | + | - |
| AW 14t 500 | + | - | -- | -- | + | - | -- | + | ++ | -- | -- | -- | o | -- |
| AW 14t 1000 | + | - | -- | -- | o | - | -- | o | ++ | -- | -- | -- | - | -- |
| Herbst/Winter 1974/75 mit Bewuchs | | | | | | | | | | | | | | |
| AW t 200 | + | o | o | + | + | + | o | ++ | ++ | + | + | o | o | o |
| AW t 500 | + | o | o | + | + | + | o | ++ | ++ | o | o | o | o | - |
| AW t 1000 | ++ | - | - | - | o | o | o | + | ++ | o | o | - | -- | -- |
| AW 14t 200 | + | o | o | o | + | o | o | + | ++ | o | + | o | o | - |
| AW 14t 500 | ++ | - | o | - | + | o | - | + | ++ | - | o | - | - | -- |
| AW 14t 1000 | ++ | - | - | - | o | o | - | o | ++ | -- | o | -- | -- | -- |

| VARIANTE | PARAMETER | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Wasser-B. | Cl | C | P | Ca | Mg | Na | K | $NO_3$ | $NH_4$ | Ges-N | Leitf. | TM | Geruch |
| Sand-Boden Herbst/Winter 1973/74 ohne Bewuchs | | | | | | | | | | | | | | |
| AW t 100 | o | + | + | + | + | + | + | + | o | + | + | + | o | o |
| AW t 200 | o | o | + | + | o | o | o | o | + | o | + | o | o | o |
| AW t 500 | o | - | - | o | - | - | - | -- | ++ | - | - | - | - | - |
| AW t 1000 | + | -- | -- | -- | - | -- | - | -- | ++ | -- | -- | -- | - | -- |
| AW 14t 100 | o | o | + | + | o | + | + | + | o | + | + | o | o | o |
| AW 14t 200 | o | - | o | + | o | - | o | o | + | o | - | - | o | - |
| AW 14t 500 | + | -- | -- | - | - | -- | - | -- | ++ | - | - | -- | - | -- |
| AW 14t 1000 | + | -- | -- | -- | - | -- | - | -- | ++ | -- | -- | -- | - | -- |
| Herbst/Winter 1974/75 mit Bewuchs | | | | | | | | | | | | | | |
| AW t 100 | o | o | + | + | + | o | + | + | o | + | + | + | o | o |
| AW t 200 | + | o | + | + | o | o | o | o | + | + | + | o | o | o |
| AW t 500 | + | - | + | o | o | - | - | - | + | o | o | - | - | - |
| AW t 1000 | ++ | - | - | - | - | -- | - | -- | + | - | - | - | - | - |
| AW 14t 100 | o | o | + | + | + | + | + | + | o | + | + | o | o | o |
| AW 14t 200 | + | o | + | + | + | o | o | o | + | o | + | o | o | o |
| AW 14t 500 | ++ | - | o | o | o | - | - | - | + | - | o | - | - | - |
| AW 14t 1000 | ++ | - | - | - | - | -- | - | -- | + | - | - | - | - | - |

Tab.38: Fortsetzung

| VARIANTE | PARAMETER | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Wasser-B. | Cl | C | P | Ca | Mg | Na | K | $NO_3$ | $NH_4$ | Ges.-N | Leitf. | TM | Geruch |
| Sommer-Bew. | | | | | | | | | | | | | | |
| mit Bewuchs | | | | | | | | | | | | | | |
| Löß-Parabraune. | | | | | | | | | | | | | | |
| AW 14t 200 | + | - | o | o | o | o | o | ++ | + | o | + | - | o | o |
| AW 14t 1000 | ++ | -- | o | - | o | - | - | o | ++ | -- | o | -- | - | -- |
| Sand-Boden | | | | | | | | | | | | | | |
| AW 14t 200 | + | - | o | o | o | o | o | o | o | o | + | - | o | o |
| AW 14t 1000 | ++ | -- | - | -- | o | - | -- | -- | + | - | o | -- | - | -- |

# 13 ZUSAMMENFASSUNG

1.) Vor dem Hintergrund der neuen Bestimmungen des Abwasserabgabengesetzes werden die spezifischen Abwasserprobleme von Zuckerfabriken dargestellt. Als Alternative zu den herkömmlichen Verfahren der Abwasser-Beseitigung wird die Abwasser-Landbehandlung beleuchtet.

2.) Der Kenntnisstand hinsichtlich mechanischer, chemischer, physiko-chemischer und biologischer Filter-Leistungen von Böden, die für eine Abwasser-Ausbringung in Betracht kommen, wird dargestellt. Die offenen Fragen werden untersucht und ein detailliertes Versuchs-Programm erörtert.

3.) Die aus der Problemstellung resultierenden methodischen Folgerungen werden dargestellt und diskutiert: Zu verwendende Test-Böden, Lysimeter-Typ und -Herstellung, Versuchs-Varianten, Qualitäts-Parameter und -Analytik für Abwasser, Sickerwasser, Boden und Pflanze.

4.) In einer über zwei Jahre gehenden Untersuchung an Freiland-Grundwasser-Lysimetern von 100 bis 200 cm Tiefe werden eine Löß-Parabraunerde und ein Sand-Modell-Boden mit und ohne Pflanzen-Bewuchs bilanzmäßig auf ihre Filterleistung für Abwasser-Inhaltsstoffe hin verglichen. In je zwei 3-monatigen Bewässerungs-Perioden wird ein Herbst/Winter-Bewässerungs-System und ein Sommer-Bewässerungs-System angewendet. Die in diesen Perioden ausgebrachten Abwasser-Mengen variieren zwischen 100 und 1000 mm. Neben einer Dosierung der Abwasser-Gaben in Tages-Raten wird eine 14-tägliche Intervall-Bewässerung durchgeführt. Zur Kontrolle dienen unbewässerte und mit steigenden Mengen an demineralisiertem Wasser versehene Versuchs-Varianten. Außer dem Filter-Verhalten der Test-Böden während der Bewässerungs-Perioden werden auch die Nachwirkungen auf Sickerwasserspende und -Qualität in den dazwischen liegenden Ruhephasen verfolgt und bilanzmäßig dargestellt.

5.) Als Grundlage für alle weiteren Bilanz-Betrachtungen zur Boden-Filtration von Abwasser-Inhaltsstoffen wird die Wasser-Bilanz der unbelasteten und mit Abwasser und aqua demin. belasteten Test-Böden untersucht. Besonders bei hohen Abwasser-Gaben drückt die Sommer-

Bewässerung gegenüber der Herbst/Winter-Bewässerung die Sickerwasser-Spende beträchtlich. Die Intervall-Bewässerung wirkt nur bei der Löß-Parabraunerde im Herbst/Winter-Bewässerungs-System reduzierend auf die Grundwasser-Spende. Höhere Abwasser-Gaben führen bei Pflanzenbewuchs des Bodens zu einem stärkeren Bioelement-Angebot an die Pflanze und bewirken durch einen vermehrten Massen-Aufwuchs eine Zunahme des relativen Evapotranspirations-Interceptions-Wasser-Anteiles.

6.) Die Böden vermögen kein Abwasser-Chlorid zurückzuhalten. Durch Verdünnung des Abwassers durch das Boden-Speicherwasser kann es jedoch je nach der $NSK_o$ (Natürliche Wasserspeicher-Kapazität bei Abfluß-Spende O) und Niederschlags-Verteilung zu Austrags-Verschleppungen kommen. Winter-Bewässerung gestattet hohe Cl-Konzentrations-Stöße im Sickerwassser zu unterdrücken, bei Sommer-Bewässerung ist gegebenenfalls eine Konzentrations-Steuerung durch Zusatz-Beregnung mit Wasser geboten.

7.) Die Filter-Leistung für organische Abwasser-Inhaltsstoffe ("org. C") besteht in mechanischer Retention, chemischer Immobilisation und mineralisierendem Abbau. Beim Sand-Boden sinkt sie mit zunehmenden Abwasser-Gaben und läßt sich in einer Exponential-Funktion darstellen. Boden-Bewuchs reduziert in allen Fällen die Gefahr einer Grundwasser-Kontamination beträchtlich. Für Löß-Parabraunerden ergeben sich hinsichtlich des Austrages an org. C in Beziehung zum Eintrag ähnliche Tendenzen, doch lassen sich wegen des hohen, allein durch reines Wasser bewirkten Grund-Austrages an org. C keine allgemein gültigen quantitativen Beziehungen ableiten. Aufgrund der gefundenen C-Retentions-Leistungen werden Kalkulationen zur Bemessung von Verregnungs-Flächen angestellt, wobei das Herbst/Winter- und das Sommer-Bewässerungs-System in Zusammenhang mit der variablen Abwasser-Qualität verglichen werden.

8.) Wider Erwarten ist die Retentions-Leistung der Böden für die Phosphate des Zuckerfabrik-Abwassers gering. Dies wird mit der kolloidalen Größe der Ca-Phosphat-Partikel erklärt, die ein Eindringen der Phosphate in die Boden-Matrix, und damit - anders als beim Chlorid - ein "miscible displacement" und eine Umfällung verhindert. Der Phosphat-Transport bleibt - besonders bei der Löß-

Parabraunerde - auf das Leitbahn-System des Bodens beschränkt. Zur Verringerung der Gefahr von Grundwasser-Kontaminationen werden Vorschläge zur mechanischen Struktur-Veränderung mittels Bearbeitung gemacht.

9.) Die Boden-Retention für Abwasser-Erdalkali -und Alkali-Ionen wird mit Hilfe von Austausch-Fließgleichgewichts-Betrachtungen erörtert. Bei stationärer Abwasser-Verregnung stellt sich nach einer unterschiedlich langen Anlaufphase, die im wesentlichen von der Austausch- und Wasserspeicher-Kapazität des Bodens bestimmt wird, ein Gleichgewichts-Ionen-Belegungs-Zustand ein. Nach dessen Erreichen hört die Retention der Filter-Böden für Mg, Na und K auf. Bei Lößböden führt die K-Fixierung durch aufgeweitete Dreischicht-Tonminerale zu einer Verzögerung der Gleichgewichts-Einstellung. Natürliche Niederschläge modifizieren die relativen Austrags-Konzentrationen dieser Ionen nur geringfügig. Der Einfluß der Vegetation kann vernachlässigt werden.
Ca wird in beträchtlichen Mengen als $CaCO_3$ und organisches Ca-Salz im Boden angereichert. Dies kann bei leichten Böden nachteilige Folgen für den Humus-Haushalt haben. Bei schwereren Böden führt die hohe Ca-hydrogencarbonat-Konzentration zu beträchtlichen Struktur-Verbesserungen und zu einer Erhöhung der Wasser-Aufnahme-Fähigkeit des Bodens.
In Grundwassereinzugsgebieten mit Trink- und Brauchwasser-Gewinnung sollte der potentiellen Belastung des Grundwassers durch die "Härte-Bildner" Aufmerksamkeit gewidmet werden. Eine Reduktion der Abwasser-Gaben mit Bezug auf den Sickerwasser-Verdünnungsgrad durch das Grundwasser bietet eine Steuerungsmöglichkeit.

10.) Wesentliche Grundwasser-Belastungen sind durch den Abwasser-Stickstoff zu erwarten. Dabei spielt das Nitrat eine geringe Rolle im Gegensatz zum Ammonium. Bei Löß-Parabraunerden gelangen große Mengen an Ammonium auf dem Wege über den direkten Leitbahn-Transport - besonders bei Intervall-Bewässerung - in das Grundwasser. Bei den besser durchlüfteten Sandböden wird während des Transportes in der Boden-Matrix ein großer Teil des organisch gebundenen N in Ammonium überführt, wodurch die Sickerwasser-Ammonium-Konzentrationen über die des Abwassers hinaus ansteigen. Durch Verregnung von Frisch-Abwasser oder von lange im Stapelteich biologisch oxydiertem, an $NH_4$ verarmtem Abwasser in Verbindung mit täglicher Bewäs-

serungs-Dosierung kann der Ammonium-Austrag reduziert werden. Eine Sommer-Verregnung auf Gras-Decken, die mehrfach geschnitten werden, gestattet einen biologischen N-Entzug über die Pflanzen-Masse, der über 40% des insgesamt mit dem Abwasser ausgebrachten Gesamt-Stickstoffs betragen kann.
Wenn unter allen Abwasser-Inhaltsstoffen der Stickstoff und besonders das Ammonium als die im Hinblick auf eine mögliche Grundwasser-Kontamination gefährlichsten Komponenten anzusehen sind, bietet doch die Prozeß-Optimierung von Stapelteich-Lagerung, Abwasser-Ausbringungs-System und pflanzenbaulichen Maßnahmen die Möglichkeit der Durchführung der Abwasser-Landbehandlung.

11.) Als summarische Parameter für die Qualität von Abwasser und Boden-Sickerwasser werden die spezifische elektrische Leitfähigkeit, der Trockenmassen-Gehalt und der Glüh-Rückstand der Trockenmasse dargestellt und unter Heranziehung der Ergebnisse aus den Einzelbestimmungen der unter 6.) bis 10.) genannten Kontaminanten hinsichtlich ihrer Aussagekraft diskutiert.

# 14 LITERATUR


1. ANGERER, H. (1955)
Nutzung und Wirtschaftlichkeit beim Abwasserreinigungsverfahren durch Landbehandlung.
Verlag Landwirtschaftskammer Hannover

2. BADEN, W.; H. KUNTZE; J. NIEMANN; G. SCHWERDTFEGER und F.J. VOLLMER (1969)
Bodenkunde
Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart

3. BECKER, K.W.; B. MEYER und A. THORMANN (1975)
Kritische Bemerkungen zur Gesamt-N-Bestimmung nach dem "Kjeldahl-Verfahren" bei Wasser- und Abwasserproben
in Druck-Vorbereitung

4. BEESE, F. und B. MEYER (1972)
Der Wasser-Haushalt von Feucht-Schwarzerde- und Griserde-Landschaften im niedersächsischen Löß-Vorland der mitteldeutschen Schwelle.
Göttinger Bodenkundliche Berichte 22, 47-226

5. BEGER, H. (1966)
Leitfaden der Trink- und Brauchwasserbiologie.
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart

6. BERNHARDT, H. (1975)
Einfluß land- und forstwirtschaftlicher Nutzung in Talsperren-Einzugs-Gebieten auf die Wasser-Qualität in Talsperren.
Vortrag: Landesanstalt für Immissions- und Budennutzungsschutz, Essen

7. BÖHNKE, B. (1971)
Volkswirtschaftlicher Aufwand für die Wasserversorgung sowie die Beseitigung flüssiger und fester Abfallstoffe.
Wasser-Luft-Betrieb, 15, 29-300

8. BRIX (1851)
Über die Wasserentziehung und Verunreinigung kleiner Flüsse durch die Rübenzuckerfabriken.
Zeitschrift Verband Deutscher Zuckerindustrie

9. BRÜMMER, G. (1974)
Phosphatmobilisierung unter reduzierenden Bedingungen.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 18, 175-177

10. CATROUX, G.; J.C. GERMON; F. HEITZ und P. BIDAN (1974)
L'Épandage des Eaux Résiduaires de Sucreries.
Annales agronomiques 25, (2-3) 307-337

11. CLODIUS, S. (1970)
Wasserbedarf heute und morgen.
Wasserkalender 1970, 123-135,
Erich Schmidt Verlag

12. CERATZKI, W. (1971)
Saugvorrichtung für kapillar gebundenes Bodenwasser.
Landbauforschung Völkenrode, 21, 13-14

13. CERATZKI, W. und F. SCHULZE (1974)
Untersuchungen über den Einfluß der Beregnung auf die Nährstoffwanderung.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 18, 18-23

14. DIETERICH, B.H. (1964)
Wie rein müssen Gewässer sein?
Wasser, Luft, Betrieb 8, 467-469

15. DOSCH, F. (1968)
Erfahrungen mit verschiedenen Methoden der Grundwassermarkierung.
Gas-Wasser-Wärme, 22, 8, 153-160

16. EGNER, H. und H. RIEHM (1955)
Die Doppellactatmethode.
zit.: Methodenbuch I v. R. THUN, R. HERRMANN und E. KNICKMANN
Neumann Verlag Radebeul-Berlin

17. EHLERS, W. (1966)
Beiträge zum Kaliumaustausch des Bodens.
Dissertation Landw. Fak. d. Univ. Göttingen

18. EHLERS, W. (1975)
Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled Loess-soil.
Soil Science 119, 242-249

19. EL BASSAM, N. (1972)
Aussagewert der chemischen Zusammensetzung einer durch Saugvorrichtung gewonnenen Bodenlösung.
Landbauforschung Völkenrode 22, 1, 37-40

20. EL BASSAM, N. (1972)
Mobile Einrichtung zur Entnahme von Wasserproben aus dem Boden.
Landbauforschung Völkenrode 22, 2, 159-161

21. EL BASSAM,N. und F. MERTENS (1972)
Einfluß verschiedener Lagerungs- und Trocknungsverfahren auf Inhaltsstoffe des Klärschlamms (Peine).
Landbauforschung Völkenrode 22, 1, 41-44

22. EL BASSAM,N. und C. TIETJEN (1972)
Untersuchungen zur Auswaschung von Nährstoffen und Schwermetallen bei Anwendung größerer Klärschlamm-Mengen.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 16, 151-164

23. ELSTER, H.-J.; M. KNORR; H. LEHN; R. MÜHLEISEN, W.J.MÜLLER (1968)
Bodenseeprojekt der DFG - Zweiter Bericht.
Wiesbaden 1968

24. FARKASDI, G. et al. (1969)
Mikrobiologische und hygienische Untersuchungen in Grundwasserverunreinigungen im Unterstrom von Abfallplätzen.
Städtehygiene 20, 25-31

25. FEIGE, W. (1975)
Bodenkundliche Untersuchungen nordwestdeutscher Standorte zur geordneten Abwasserfaulschlammdeponie.
Göttinger Bodenkundliche Berichte 32, 1-142

26. FLEIGE, H.; B. MEYER und H. SCHOLZ (1971)
Fraktionierung des Boden-Stickstoffs für N-Haushalts-Bilanzen.
Göttinger Bodenkundliche Berichte 18, 1-37

27. FOERSTER, P. (1973)
Einfluß hoher Güllegaben und üblicher Mineraldüngung auf die Stoffbelastung ($NO_3$, $NH_4$, P und $SO_4$) im Boden- und Grundwasser in Sandböden Nordwestdeutschlands.
Z. Acker- und Pflanzenbau 137, 270-286

28. GEHRKE, C.W.; J.P. USSARY; C.H. PERRIN; P.R. REXROAD und W.L. SPANGLER (1967)
A Comprehensive Nitrogen Method
Journal of the official analytical chemists 50, 965-975

29. HASE, D. und B. MEYER (1969)
Feuchte-Jahresgang, Wasser-Bewegungen und -Bilanzen in dicken Würmlöß-Decken und ihren holozänen Böden (Parabraunerde, Griserde, Feuchtschwarzerde) bei unterschiedlichem Grundwasserstand im Raum Niedersachsen.
Göttinger Bodenkundliche Berichte 11, 85-183

30. HARTER, R.P. und G. STOTZKY (1971)
Formation of clayprotein complexes.
Proc. Soil sci. America 35, 383-389

31. HAUDE, W. (1954)
Die praktische Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evapotranspiration und Evaporation.
Mitt. Dtsch. Wetterdienst, 11

32. HOMEYER, B. (1974)
Der Wasser- und Bioelement-Haushalt von Acker-Parabraunerden aus Löß in den nördlichen Randgebieten der mitteldeutschen Schwelle (Südniedersachsen).
Dissertation Landw. Fak. d. Univ. Göttingen

33. HOMEYER, B.; K.O. LABENSKI; B. MEYER und A. THORMANN (1974)
Herstellung von Lysimetern mit Böden in natürlicher Lagerung (Monolith-Lysimeter) als Durchlauf-, Unterdruck- oder Grundwasserlysimeter.
Z. Pflanzenern. Bodenkunde 136, 3, 242-245

34. HULWA, F. (1884)
Behandlung und Unschädlichmachung der Abfallwässer der Zuckerfabriken.
Z. des Vereins für die Rübenzuckerindustrie des Deutschen Reiches, 32.

35. HUSEMANN, C. und J. WESCHE (1962)
Reinigungseffekt bei verschiedenen Verfahren der Abwasserlandbehandlung nach Untersuchungen auf Berliner Sandböden.
Z. für Kulturtechnik 3, 5, 291-307

36. IMHOFF, K. (1958)
Taschenbuch der Stadtentwässerung.
17. Aufl., Verlag Oldenbourg, München

37. JACKSON, M.L. (1958)
Soil chemical analysis.
Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, N.J.

38. KASTEN, E. (1975)
Chemismus und Güteeigenschaften der "Oberen Leine", unter besonderer Beachtung der Vorfrachtbelastung durch die DDR.
Dissertation Landw. Fak. d. Univ. Göttingen

39. KELLER, R. (1971)
Die Wasserbilanz der Bundesrepublik Deutschland.
Umschau in Wissenschaft und Technik, 73-78

40. KLAPP, E. (1956)
Wiesen und Weiden.
3. Aufl., Verlag Paul Parey, Hamburg u. Berlin

41. KÖHN, M. (1928)
Beitrag zur Theorie und Praxis der mechanischen Bodenanalyse.
Ldw. Jahrbuch 67, 485-546

42. KOLENBRANDER, G.J. (1969)
Nitrate content and nitrogen loss in drain water.
Neth. J. agric. Sci. 17, 246-255

43. KRAMER, D. (1959)
Untersuchungen über das Abwasser von Zuckerfabriken und über die landwirtschaftliche Verwertung von Abwässern.
Mitt. d. Instituts f. Wasserwirtschaft 7, VEB Verlag Technik, Berlin

44. KRAMER, D. (1960)
Die Reinigung der Abwässer von Zuckerfabriken im Boden.
Zucker, 13, 436-441, 489-493

45. KRAMER, D. (1965)
Ergebnisse mehrjähriger Beregnungsversuche auf Grünland der Versuchsstation Walschleben.
Z. f. Landeskultur 6, 123
Akademie Verlag, Berlin Ost

46. LEITHE, W. (1972)
Die Analyse der organischen Verunreinigungen in Trink- und Brauchwässern.
Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH, Stuttgart

47. LIMPRICH, H. (1960)
Zur Frage der Wasserrücknahme und Abwasserreinigung einschließlich der Abwasser-Landbehandlung bei den Zuckerfabriken im Verwaltungsbezirk Braunschweig.
Mitteilgn. aus dem Institut f. Wasserwirtschaft und landwirtschaftlichen Wasserbau der TH Hannover, 2

48. MALY, M. (1970)
Grundwasserschutz bei Bewässerung des landwirtschaftlichen Nutzbodens.
Scientia agriculturae Bohemos lavaca
Tomus 2 (XIX) 3

49. MAUZ, J. (1969)
Die zunehmende Phosphatlast unserer Flüsse und Seen, dargestellt am Beispiel des Bodensees.
Wasser-Luft-Betrieb, 13, 429-432

50. MEHLICH, A. (1945)
Type of soil colloid on adsorption capacity of cation.
Soil sci. 60, 289-304

51. MERCK, E. (o.J.)
Die Untersuchung von Wasser.
Eigenverlag

52. MEYER, B.; A. THORMANN und E.A. WATERMANN (1975)
Colorimetrische Bestimmung des oxydimetrisch erfaßbaren Kohlenstoffs (CSB) in organisch belasteten, chloridhaltigen Abwassern. - Eine Alternative zur CSB-Bestimmung unter Quecksilberzusatz.
Dtsch. Gewässerkundliche Mitteilgn.
Zum Druck eingereicht

53. MINDERMAN, G. und H.W. LEEFLANG (1968)
The amounts of drainage water and solutes of lysimeters planted with either oak, pine or natural dune vegetation, or without any vegetation cover.
Plant and soil 28, 1, 61-80

54. NOLTE, E. (1946)
Drei Jahrzehnte Erfahrungen mit Zuckerfabriksabwassern.
Beitrag zu Wasser-, Abwasser- und Fischchemie, Flußwasseruntersuchungsamt Magdeburg

55. OEHLER, E. (1974)
Trinkwassergewinnung aus Flußwasser .
Gwf-Wasser/Abwasser, 115, 264-289

56. OFFHAUS, K. (1969)
Über den neuesten Stand der Abwasserbeseitigung aus Zuckerfabriken.
Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 16, 177-199

57. PAPP, M. (1963)
Wasserhaushalts-Untersuchungen an holozänen Parabraunerden aus würmzeitlichem Löss in Niedersachsen zur Klärung des Vegetations-Einflusses (Wald, Grasland) unter bodengenetischen, landwirtschaftshydrologischen und landwirtschaftlich-ökologischen Gesichtspunkten.
Dissertation Landw. Fak. d. Univ. Göttingen

58. PFAFF, C. (1962)
Das Verhalten des Stickstoffs nach langjährigen Lysimeterversuchen.
Z. Acker- und Pflanzenbau 117, 77-89

59. RENGER, M.; O. STREBEL; W. GIESEL und J. v. HOYNINGEN-HUENE (197
Bestimmung der Wasserhaushaltskomponenten von Böden (Verfahrensvergleich).
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 22, 113-120

60. RICHTER, W. (1974)
Vergleichende Untersuchungen des Wasserhaushalts und Untersuchungen der Wasserdynamik in einem repräsentativen Parabraunerde-Areal mit mächtiger Löß-Decke.
Dissertation Landw. Fak. d. Univ. Göttingen

61. ROHDENBURG, H. und B. MEYER, (1966)
Zur Feinstratigraphie und Paläopedologie des Jungpleistozäns nach Untersuchungen an südniedersächsischen und nordhessischen Lößprofilen.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 5, 1-137

62. SAUERLANDT, W. (1955)
Beregnung und Humuswirtschaft.
Wasser und Nahrung 1, 26-28
Droste Verlag, Düsseldorf

63. SCHACHTSCHABEL, P. (1954)
Die Methoden zur Bestimmung des Kalkbedarfs im Boden.
Z. Pfl.ern. Düngg. und Bodenkde. 54, 134-145

64. SCHLICHTING, E. und H.P. BLUME (1966)
Bodenkundliches Praktikum.
Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin

65. SCHNEIDER, F.; H.P. HOFFMANN-WALBECK und D. KOLLATSCH (1961)
Wasserbilanzen in Zuckerfabriken in Hinblick auf die Abwasserfrage.
Zucker, 14, 24

66. SCHNEIDER, F. und H.P. HOFFMANN-WALBECK (1968)
Über das Abwasser von Zuckerfabriken.
Zucker, 21, 14, 396-402

67. SCHULZ-FALKENHAIN (1954)
Zur Lösung der Abwasserfrage.
Kommunalwirtschaft, Fachheft Abwasser und Klärtechnik, 17/18

68. SCHUMAN, G.E. und T.N. MCCALL (1975)
Chemical charakteristics of a feedlot soil profile.
Soil sci. 119, 113-118

69. STREBEL, O.; M. RENGER und W. GIESEL (1975)
Vertikale Wasserbewegung und Nitratverlagerung unterhalb des Wurzelraums.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkunkl. Gesellsch. 22, 277-286

70. STUNDL, K. (1968)
Abbauvorgänge im Boden und ihr Einfluß auf die Grundwasserqualität.
Gas, Wasser, Wärme 22, 7

71. THORMANN, A. (1972)
Grundlagen und Standortsbestimmungen über die Verregnung und Verrieselung von Abwassern aus Zuckerfabriken.
Diplomarbeit, Inst. f. Bodenkunde, Göttingen

72. VETTER, H. und A. KLASINK (1975)
Einfluß starker Wirtschaftsdüngergaben auf Boden, Wasser und Pflanzen.
Ldw. Forschung 28, 249-268

73. VOLLENWEIDER, R. (1968)
Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flow waters, with particulare reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication.
O.E.C.D. report 160 pp

74. VÖMEL, A. (1968)
Nährstoffumsatz in Boden und Pflanze aufgrund von Lysimeterversuchen.
Habilschrift Gießen

75. WAGNER, R. (1969)
Neue Aspekte zur Stickstoffanalytik in der Wasserchemie.
Vom Wasser 36, 263-318

76. WARREN, R.E., W.A. SCHWARTZ, T.W. BENDIXEN (1966)
Soil chemical changes and infiltration rate reduction under sewage spreading.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 3o, 641-646

77. WELTE, E. (1974)
Zur Frage der Gewässerverunreinigung.
Die Phosphorsäure 3O, 2, 121-139

78. WOHLRAB, B. (1974)
Forderungen an die Bodennutzung in Wasserschutzgebieten aus der Sicht der Wassergüte - Konsequenzen für die bodenkundliche Arbeit.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 18, 152-165

79. --- (1971)
Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung.
Band I
VEB Gustav Fischer Verlag

8O. --- (1914)
Bericht der Abwasserkommission.
Z. Ver. Dtsch. Zuckerindustrie, Allgem. Teil, 64, 139-168

81. --- (1974)
Bundesrat Drucksache 213/74, Gesetzentwurf der Bundesregierung.
Entwurf eines Gesetzes für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz - AbwAG).
Vertrieb: Dr. Hans Heger, 53 Bonn - Bad Godesberg

82. --- Deutscher Bundestag (1957, 1970)
Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts
(Wasserhaushaltsgesetz - WHG)
Bundesgesetzblatt

83. --- Deutscher Bundestag (1961, 1972)
Gesetz über die Beseitigung von Abfällen
(Abfallbeseitigungsgesetz AbfG).
Bundesgesetzblatt

84. --- DIN 2000 (1972)
Zentrale Trinkwasserversorgung.
Leitsätze für Anforderungen an Trinkwasser,
Planung, Bau und Betrieb der Anlagen.
Gelbdruck 1972

85. --- Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft
Deutscher Chemiker e.V. (1971)
Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-,
Abwasser- und Schlammuntersuchung.
Verlag Chemie GmbH, Weinheim

86. --- (1951)
Richtlinien für die Behandlung der Abwässer
der Zuckerfabriken.
der Präsident des Nieders. Verwaltungsbezirks
Braunschweig, Abt. f. Landwirtschaft, Domänen
und Forsten - Wasserwirtschaft -

87. --- (1968)
Technologie des Zuckers .
(Hrsg.: F. SCHNEIDER)
Verlag M. & H. Schaper, Hannover

Bönecke-Druck 3392-Clausthal-Z. 29