

**Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt
für Land- und Forstwirtschaft
Berlin-Dahlem**

Heft 157

Februar 1974



**Untersuchungen über die Wirkung von
Bodenherbiziden auf Immissionsstandorten
im rheinischen Braunkohlenrevier**

Von

Dr. Peter Niemann

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Institut für Unkrautforschung, Braunschweig

Berlin 1974

*Herausgegeben
von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Berlin-Dahlem*

Kommissionsverlag Paul Parey, Berlin und Hamburg
D-1 Berlin 61 (W.-Germany), Lindenstraße 44-47

ISSN 0067-5849

ISBN 3-489-15700-1

Für die finanzielle Unterstützung der Untersuchungen sei dem Herrn Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen vielmals gedankt.

Die vorliegende Arbeit wurde als Dissertation von der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Bonn genehmigt.

D 5

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Die dadurch begründeten Rechte, insbesondere die der Übersetzung, des Nachdrucks, des Vortrages, der Entnahme von Abbildungen, der Funk-sendung, der Wiedergabe auf photomechanischem oder ähnlichem Wege und der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, bleiben, auch bei nur auszugsweiser Verwertung, vorbehalten. Werden einzelne Vervielfältigungsstücke in dem nach § 54 Abs. 1 UrhG zulässigen Umfang für gewerbliche Zwecke hergestellt, ist an den Verlag die nach § 54 Abs. 2 UrhG zu zahlende Vergütung zu entrichten, die für jedes vervielfältigte Blatt 0,40 DM beträgt.

1974 Kommissionsverlag Paul Parey, Berlin und Hamburg, D - 1000 Berlin 61, Linden-straße 44-47, Printed in Germany by Arno Brynda, 1 Berlin 15. Buchbinder: C.F. Walter, 1 Berlin 61.

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
A. EINLEITUNG	9
1. Problemstellung	9
2. Literaturübersicht	11
2.1. Flugstaub	11
2.1.1. Definitionen, Entstehung, Eigenschaften und Immission	11
2.1.2. Einfluß auf Boden und Pflanze	18
2.2. Bodenherbizide	22
2.2.1. Verhalten von Herbiziden im Boden	22
2.2.2. Einfluß von Bodeneigenschaften und Umweltfaktoren auf die Wirkung	29
B. EXPERIMENTELLER TEIL	33
1. Material und Methoden	33
1.1. Herbizide	33
1.2. Versuchspflanzen	35
1.3. Vegetationsversuche	35
1.3.1. Freilandversuche	35
1.3.1.1. Boden- und Klimaverhältnisse	35
1.3.1.2. Versuchsanlage	37
1.3.1.3. Versuchsdurchführung	39
1.3.2. Gefäßversuche	41
1.3.2.1. Versuchsanlage	41
1.3.2.2. Versuchsdurchführung	42
1.4. Laboruntersuchungen	46
1.4.1. Bodenuntersuchungen	46
1.4.1.1. Vorbereitung der Proben	46
1.4.1.2. Einzeluntersuchungen	47

	Seite
1.4.2. Adsorptionsuntersuchungen	48
1.4.2.1. Adsorbentien	48
1.4.2.2. Gleichgewichtsbedingungen	51
1.4.2.3. Analytik	53
1.4.2.4. Ermittlung der FREUNDLICHschen Adsorptionsisothermen	53
1.5. Statistische Auswertung der Versuchsergebnisse	54
2. Ergebnisse	56
2.1. Charakterisierung der Böden im Untersuchungsgebiet	56
2.1.1. Kohlenstoffgehalt der Böden	56
2.1.2. Beziehungen zwischen dem Kohlenstoffgehalt und weiteren Bodenkennwerten	57
2.2. Wirkung gestaffelter Herbiziddosierungen in Böden mit unterschiedlichem Kohlenstoffgehalt	61
2.2.1. Freilandversuche in Zuckerrübenbeständen	61
2.2.1.1. Unkrautwirkung	61
2.2.1.2. Einfluß auf die Kulturpflanze	71
2.2.2. Versuche unter kontrollierten Bedingungen	85
2.2.2.1. Herbizidwirkung bei konstantem Wasserangebot	88
2.2.2.2. Herbizidwirkung bei variiertem Wasserangebot	91
2.3. Adsorptionsverhalten des Herbizids Propham	94
2.3.1. Adsorption an Böden	94
2.3.1.1. Mineralböden	94
2.3.1.2. Organische Böden	95

	Seite
2.3.1.3. Einfluß von Adsorption und C-Gehalt auf die Herbizidwirkung	96
2.3.2. Adsorption an Komponenten des Braunkohlenflugstaubs und einige definierte Sorbentien	97
C. DISKUSSION	100
1. Verhalten von Herbiziden in Immissionsböden	100
1.1. Allgemeines	100
1.2. Protham	103
1.3. Übrige Herbizide	107
2. Beziehung zwischen Witterungsverlauf und Herbizidwirkung in verschiedenen Versuchsjahren	112
3. Beziehungen zwischen den Ergebnissen aus verschiedenen Versuchsreihen	115
3.1. Labor-/Gefäßversuche	115
3.2. Gefäß-/Freilandversuche	117
4. Abschließende Betrachtung der Ergebnisse aus anbautechnischer, ökonomischer und bodenhygienischer Sicht	120
D. ZUSAMMENFASSUNG	
1. Deutsch	124
2. Englisch	127
E. LITERATURVERZEICHNIS	130
F. ANHANG	154

TABLE OF CONTENTS

	Page
A. INTRODUCTION	9
1. Problem	9
2. Review of Literature	11
2.1. Fly Dust	11
2.1.1. Definitions, Origin, Properties and Deposition	11
2.1.2. Effects on Soil and Plant	18
2.2. Soil-applied Herbicides	22
2.2.1. Behaviour of Herbicides in the Soil	22
2.2.2. Effect of Soil Properties and Environmental Conditions on the Activity	29
B. EXPERIMENTAL PART	
1. Materials and Methods	33
1.1. Herbicides	33
1.2. Test Plants	35
1.3. Bioassays	35
1.3.1. Field Experiments	35
1.3.1.1. Soil and Climatic Conditions	35
1.3.1.2. Plot Design	37
1.3.1.3. Carrying-out of the Experiments	39
1.3.2. Pot Experiments	41
1.3.2.1. Pot Arrangement	41
1.3.2.2. Methods	42
1.4. Laboratory Studies	46
1.4.1. Soil Analyses	46
1.4.1.1. Preparation of the Samples	46
1.4.1.2. Special Analyses	47

	Page
1.4.2. Adsorption Studies	48
1.4.2.1. Adsorbents	48
1.4.2.2. Equilibrium Conditions	51
1.4.2.3. Analytical Method	53
1.4.2.4. Evaluation of the FREUNDLICH Adsorption Isotherms	53
1.5. Statistical Computation of the Results	54
2. Results	56
2.1. Characteristics of the Soils in the Area	56
2.1.1. Carbon Content of the Soils	56
2.1.2. Interrelations between the Carbon Content and some other Soil Properties	57
2.2. Activity of Graduated Dosage Rates of the Herbicides in Soils with Different Carbon Content	61
2.2.1. Experiments in Commercial Sugar Beet Fields	61
2.2.1.1. Action against Weeds	61
2.2.1.2. Side Effects on the Crop	71
2.2.2. Studies under Controlled Conditions	85
2.2.2.1. Herbicide Activity with Constant Water Supply	88
2.2.2.2. Herbicide Activity with Varied Water Supply	91
2.3. Adsorption of the Herbicide Propham	94
2.3.1. Adsorption on Soils	94
2.3.1.1. Mineral Soils	94
2.3.1.2. Organic Soils	95
2.3.1.3. Influence of Adsorption and Carbon Content on the Herbi- cidal Activity	96

	Page
2.3.2. Adsorption on Components of Brown Coal Fly Dust and some Well Characterized Adsorbents	97
C. DISCUSSION	100
1. Behaviour of Herbicides in Soils with Fly Dust	100
1.1. General Aspects	100
1.2. Propham	103
1.3. Other Herbicides	107
2. Interrelations between Weather Data and Herbicide Activity in Several Years	112
3. Interrelations between the Results from Different Experiments	115
3.1. Laboratory/Pot Experiments	115
3.2. Pot/Field Experiments	117
4. Review of Results with Respect to Problems of Field Management, Economy and Soil Residues	120
D. SUMMARY	
1. In German	124
2. In English	127
E. LITERATURE CITED	130
F. APPENDIX	154

A. EINLEITUNG

1. Problemstellung

Die heute in der pflanzlichen Produktion üblichen Arbeitsverfahren repräsentieren den gegenwärtigen Entwicklungsstand auf verschiedenen Teilgebieten der Landbautechnik. In den letzten beiden Jahrzehnten wurde diese Entwicklung besonders durch Fortschritte auf dem Sektor der chemischen Unkrautbekämpfung vorangetrieben. Damit war eine entscheidende Voraussetzung geschaffen worden, die es gestattete, den Produktionsumfang bei arbeitsintensiven Kulturen, wie z.B. Zuckerrüben, trotz sinkenden Arbeitskräfteangebotes aufrechtzuerhalten bzw. regional sogar auszudehnen. Der chemischen Unkrautbekämpfung kam hierbei die Schlüsselstellung in einer Kette von modernen agrotechnischen Maßnahmen zu, um z.B. die wirtschaftlichen Vorteile der veränderten Sä- und Erntetechnik im Zuckerrübenbau voll wirksam werden zu lassen.

Den Forderungen, die das Produktionsverfahren Zuckerrübenbau an das Leistungsvermögen der Herbizide stellt, werden die im Voraufverfahren angewandten Bodenherbizide in besonderer Weise gerecht. Ihre Applikation erfolgt kostengünstig in Kombination mit dem Säen, und die Unkrautkonkurrenz wird so früh wie möglich ausgeschaltet. Die mehr oder weniger vorhandene Dauerwirkung trägt darüberhinaus zur Einschränkung der Spätverunkrautung bei. Durch Kombination von Wirkstoffen und Anwendungsverfahren (Vorsaat-, Vorauf- und Nachaufbehandlung) kann der Wirkungsgrad der chemischen Unkrautbekämpfung weiter beträchtlich erhöht werden.

Die meisten Herbizide sind in ihren Haupt- und Nebenwirkungen mehr oder weniger stark von Umweltbedingungen abhängig. So ist bei Herbiziden, die über eine Bodenpassage auf die Unkrautkeimlinge wirken, mit einer Beeinflussung der biologischen Aktivität durch Bodenfaktoren zu rechnen. Weiterhin ist bekannt,

daß klimatische Faktoren die Herbizidwirkung fördern oder hemmen können. Beim Einsatz von chemischen Unkrautbekämpfungsmitteln muß also generell mit einer größeren Variationsbreite bei der Wirkung gerechnet werden. Es wurde verschiedentlich versucht, dieses Anwendungsrisiko durch geeignete Mittelwahl und Anpassung der Dosierung an die Standortverhältnisse einzuengen. Dabei erwies sich der Gehalt des Bodens an organischer Substanz als ein herausragender Faktor in Bezug auf die Wirkung von Bodenherbiziden.

Der Gehalt eines Bodens an organischer Substanz ist standorttypisch und läßt sich durch Bewirtschaftungsmaßnahmen nur in geringen Grenzen nachhaltig verändern. Es ist daher ungewöhnlich, wenn innerhalb eines Gebietes mit weitgehend einheitlichen Bodenverhältnissen verschiedentlich Kohlenstoffgehalte im Boden angetroffen werden, die um ein Vielfaches über dem Durchschnitt der angrenzenden Flächen liegen. Diese Situation bot sich auf Lößlehmböden im rheinischen Braunkohlenrevier, die mit kohlenstoffhaltigen Flugstäuben kontaminiert waren (LANGNER, 1969).

In der vorliegenden Arbeit wird ergänzend zu den Untersuchungen von LANGNER das Ausmaß der Kontamination von landwirtschaftlich genutzten Böden mit Braunkohlenflugstaub an zwei Standorten im rheinischen Revier untersucht. Dies geschieht unter dem besonderen Aspekt eines möglichen Einflusses dieser Stäube auf die Wirkung von Bodenherbiziden im Zuckerrübenbau.

Weiterführende Gefäßversuche dienen dem Zweck, den Einfluß verschiedener Böden unter einheitlichen Wachstumsbedingungen auf die Wirkung einiger Herbizide zu prüfen.

Schließlich sollen Adsorptionsuntersuchungen mit dem Wirkstoff Propham einen Beitrag zu der Frage liefern, welche Sorptionseigenschaften die mit Braunkohlenflugstaub kontaminierten Böden und einige Komponenten des Braunkohlenflugstaubes im Vergleich zu immissionsfreien Böden und gegenüber einigen definierten Modellsorbentien besitzen.

2. Literaturübersicht

Auf Grund der Themenstellung der vorliegenden Arbeit ist in der folgenden Literaturübersicht der gegenwärtige Wissensstand auf zwei verschiedenen Gebieten darzulegen. Es erscheint daher zweckmäßig, eine Untergliederung dieses Abschnittes nach den beiden Stichworten "Flugstaub" und "Bodenherbizide" vorzunehmen.

2.1. Flugstaub

2.1.1. Definitionen, Entstehung, Eigenschaften und Immission

a) Definitionen

"Unter S t a u b versteht man eine weitgehende Zerteilung (Dispersion) von festen Körpern in Luft bzw. Gasen. Die maximale Größe der Teilchen liegt etwa bei $100\ \mu\text{m}$, während die untere Grenze weit unter $1\ \mu\text{m}$ heruntergeht" (JUNG, 1968).

Unter B r a u n k o h l e n f l u g s t a u b soll hier die Summe aller Stäube verstanden werden, deren Entstehung sich ursächlich auf die Gewinnung, Verarbeitung und Verbrennung von Braunkohle zurückführen läßt (HÖLTE, 1957; SCHOLL, 1968). Demnach handelt es sich bei Braunkohlenflugstaub um ein Gemisch von Stäuben, das in erster Linie aus den Komponenten Braunkohle und Braunkohlenflugasche besteht. F l u g a s c h e n sind nach ERYTHROPEL (1972) "die staubförmigen Verbrennungsrückstände, die von den Rauchgasen mitgeführt werden". In neueren Großkesselanlagen wird die von den Rauchgasen mitgeführte Flugasche in elektrostatischen Rauchgasfiltern abgeschieden. Es sind dann auch die Bezeichnungen F i l t e r a s c h e oder E l e k t r o f i l t e r a s c h e gebräuchlich.

b) Entstehung

Als Quellen des Braunkohlenflugstaubes sind die Tagebaue, die Verarbeitungsanlagen (im Rheinland vornehmlich Brikettfabriken) und die Kraftwerke als Verbrennungsanlagen anzusehen. Bei dem üblichen Gewinnungsverfahren der Braunkohle werden im T a - g e b a u erhebliche Abraum- und Kohlenmassen bewegt. Hierbei kann es zur Verwehung von flugfähigen Bestandteilen kommen. Obwohl quantitative Angaben hierzu nicht vorliegen, wird doch von verschiedenen Autoren darauf hingewiesen, daß Grubenstaub durch heftige Winde aus den Tagebauen herausgetragen werden kann (HÖLTE, 1957; JUNG, 1962; SCHOLL, 1968). In ausgekohlten Gruben auf der Ville wurde beobachtet, daß dort der Kohlenstaub auf noch nicht rekultiviertem Gelände aufgewirbelt wird und sich in "regelrechten Staubstürmen" in die Kölner Bucht ergießt (BAUER, 1964).

Die aus der Grube geförderte Braunkohle wird teilweise den B r i k e t t f a b r i k e n zugeführt. Staubmessungen in Brikettfabriken im rheinischen Revier haben ergeben, daß hinter den Röhrentrocknern Staubmengen auftreten, die bis zu 22 % der Trockenkohlenproduktion betragen können (SCHMITZ, 1967). RAMMLER und BAUERFEIND (1959) schätzten den durchschnittlichen Staubanfall in Brikettfabriken in Deutschland auf 11 % der Briketterzeugung. In modernen Brikettfabriken werden diese Staubmengen größtenteils in Elektrofiltern zurückgehalten. Dabei kann mit mittleren Entstaubungsgraden von >99 % gerechnet werden (SCHMITZ, 1967). In früheren Jahrzehnten kam es infolge der geringeren Entstaubungsleistung der Filter zu wesentlich größeren Staubemissionen. Es "entwichen bis etwa 1920 aus den Schloten der Brikettfabriken mit dem Wrasen der Trockner Kohlenstaubmengen bis zu 8 % des Trockengutes" (FOERST, 1953). Nach SMOLZYK (zitiert bei FETT, 1958) entstanden 1933 in der Braunkohlenindustrie vom Abraum bis zum fertigen Brikett Staubverluste von 6 % der Jahresförderung, das bedeutete einen Verlust von 7,6 Mio. t Kohlenstaub in Deutschland.

Bei den K r a f t w e r k e n läßt sich bezüglich des Staubauswurfs eine ähnlich günstige Entwicklung wie bei den Brikettfabriken feststellen. So nahm die Staubemission aus Braunkohlenfeuerungsanlagen im Zeitraum von 1952 bis 1962 im Bundesgebiet um 37,2 % ab, obwohl die verfeuerte Kohlenmenge im gleichen Zeitraum um 104 % zunahm. Hohe Auswurfmengen finden sich fast ausnahmslos bei älteren und kleinen Anlagen (HEIMENDAHL, 1963). Nach 1968 in Betrieb genommene Anlagen weisen zu 80 % Abscheidegrade von 99,4 % und mehr auf (ANONYM, 1969 a).

Für eine ältere Großkesselanlage mit Schmelkoks- und Braunkohlenfeuerung im mitteldeutschen Revier errechnete ZIEGER (1953/54) unter Annahme eines Rückhalteeffektes von 50 % einen täglichen Flugascheauswurf von 400-450 t. Für das Braunkohlen-Kraftwerk Zschornowitz bei Bitterfeld werden tägliche Flugstaubemissionen von 350 t angegeben (ENDERLEIN und STEIN, 1964).

Zusammenfassend ist hervorzuheben, daß die Emissionen von Braunkohlenflugstaub in der Vergangenheit umfangreicher waren als heute. Diese Entwicklung geht auf eine Abnahme des spezifischen Kohleverbrauchs je kWh, günstigere Entstaubungsgrade (HEIMENDAHL, 1963), auf eine Verminderung der Zahl der Brikettfabriken und auf eine Einschränkung der Brikettproduktion überhaupt zurück (ANONYM, 1969 a).

c) Eigenschaften

B r a u n k o h l e ist morphologisch als ein mizellarer Kolloidstoff anzusehen, der von einem System von Poren und Hohlräumen durchzogen ist (LISSNER, 1960). Die nach der B.E.T.-Methode⁺⁾ bestimmte physikalische Oberfläche liegt im Bereich zwischen 10 bis 40 m²/g (LISSNER und MANNCHEN, 1965).

Über die chemische Zusammensetzung von Maschinentorf, rheinischer Braunkohle und Anthrazit informiert Tabelle 1.

+) BRUNAUER, EMMETT und TELLER (s.u.a. BRDICKA, 1971).

Tabelle 1: Zusammensetzung von Maschinentorf, rheinischer Braunkohle und Anthrazit (nach GUMZ, 1962).
(Angaben in % der wasser- und aschefreien Substanz)

	C	H	O	N	S
Maschinentorf	55,50	5,80	37,50	0,90	0,30
rheinische Braunkohle	68,3	5,0	27,5	0,5	0,5
Anthrazit	91,80	3,56	2,55	1,38	0,71

Der Sauerstoff der Braunkohle ist zum größten Teil in den funktionellen Gruppen der Humussubstanz gebunden. An grubenfeuchten westelbischen Braunkohlenproben fanden FISCHER et al. (1966), daß der Anteil des reaktiven Sauerstoffs etwa 60-100 % des Gesamtsauerstoffs ausmacht. Je Mol Huminsäure wurden 4-6 OH-Gruppen und 3-4 COOH-Gruppen gefunden (BELAU et al., 1966). Die Kationenaustauschkapazität grubenfeuchter mitteldeutscher Braunkohle betrug im Durchschnitt 119 mval/100 g wasserfreier Kohle (FISCHER und KADNER, 1962). An rheinischer Braunkohle ermittelte BAUER (1964) T-Werte von 123 bis 190 mval/100 g Kohle. Bei einem Vergleich von Braunkohlen verschiedener Provenienz fällt die rheinische Kohle wegen ihres besonders hohen Gehaltes an Huminsäuren auf (LISSNER, 1960; RAMMLER und LISSNER, 1965). Unter Einbeziehung der Resultate von KRÖGER et al. (1958) ist in rheinischen Braunkohlen mit einem Huminsäuregehalt von 16 bis 55 % zu rechnen. Huminsäuren aus Braunkohlen weisen gegenüber Huminsäuren aus Böden einen niedrigeren Stickstoffgehalt auf (BELAU et al., 1966). Daraus ergibt sich für Rohbraunkohlen ein C/N-Verhältnis von >100:1. Neben Huminsäuren enthalten Braunkohlen als weitere charakteristische Stoffgruppe ligninartige Substanzen. In rheinischen Kohlen fanden KRÖGER et al. (1958) 52 bis 69,5 % ligninartige Anteile. Andererseits teilt LISSNER (1960) ebenfalls für rheinische Braunkohle einen Wert von 36,5 % mit.

Flugaschen bestehen zu einem großen Teil aus glasartigen Kügelchen mit einer Korngröße von 1 bis 200 μm . Das Maxi-

mum der Korngrößenverteilung liegt bei $50 \mu\text{m}$ (JARRIGE, 1971). Mit der bei Flugaschen üblichen Methode zur Oberflächenbestimmung nach BLAINE wurden Werte zwischen 1800 und $5000 \text{ cm}^2/\text{g}$ ($= 0,18 - 0,50 \text{ m}^2/\text{g}$) ermittelt (ERYTHROPEL, 1969; JARRIGE, 1971). Diese Methode, die nach dem Prinzip der Luftpermeabilität arbeitet, erfaßt jedoch nicht die Gesamtoberfläche (JARRIGE, 1971). Bei Anwendung der B.E.T.-Methode (Gasadsorption) wurden daher erheblich höhere Werte gefunden. Sie lagen bei 10 bis $40 \text{ m}^2/\text{g}$ (SNYDER et al., 1966) und $156,40 \text{ m}^2/\text{g}$ (KOLAR, 1966).

Zur chemischen Zusammensetzung von Flugaschen lassen sich keine generellen Angaben machen, da die Analysenergebnisse von Revier zu Revier und selbst im Profil einer Grube stark variieren. Es ist daher nur möglich, die Variationsbreite der Aschenanalysen zu skizzieren (s. Tabelle 2).

Tabelle 2: Chemische Analysen von Braun- und Steinkohlenaschen aus der Bundesrepublik (nach ERYTHROPEL, 1972)

	Braunkohle	Steinkohle
SiO_2	20 - 70 %	45 - 55 %
Al_2O_3	3 - 15 %	20 - 30 %
Fe_2O_3	2 - 25 %	10 - 20 %
CaO	10 - 45 %	2 - 5 %
MgO	0,5 - 10 %	1 - 3 %
SO_3	2 - 15 %	0,5 - 3 %
K_2O	1 - 3 %	1 - 5 %
Na_2O	k.A.	0,5 - 2 %

Calcium liegt in rheinischen Braunkohlenaschen zum größten Teil in Form von CaSO_4 vor (ENDELL, 1950).

Neben anorganischen Verbindungen enthält Flugasche Reste an Kohle (sog. "Flugkoks") und Ruß (GUMZ, 1962). Der Flugkoks ist als ein "mehr oder weniger stark entgaster Koks" anzusehen (STAEMMLER, 1966).

Der Anteil dieser brennbaren Substanz in der Asche ist starken Schwankungen unterworfen und zeigt eine Abhängigkeit von Kes-

selbauart und -fahrweise. Nach umfangreichen amerikanischen Untersuchungen enthalten Flugaschen in den USA durchschnittlich 10 % Brennbares (ANONYM, 1968). In Kraftwerken der Bundesrepublik mit Braunkohlenstaubfeuerung übersteigt der Flugkoksgehalt in der Asche heute nur selten den Wert von 1-2 % und Ruß tritt in den Emissionen praktisch nicht mehr auf (QUACK, 1966; SCHWARZ, 1966). Dagegen konnte in älteren Anlagen die Asche bis zu 50 % Brennbares enthalten (ENDELL, 1950).

Die Braunkohlenaschen besitzen im Gegensatz zur Rohkohle nur eine geringe Kationenaustauschkapazität. So fanden beispielsweise STRADE et al. (1965) T-Werte von 0,32 bis 22,5 mval/100 g Asche. Andererseits weisen Flugaschen eine sehr hohe Sorptionskapazität für organische Moleküle auf, und Methylenblau, Fluoreszin, Huminsäuren und weitere organische Verbindungen werden wesentlich stärker als Alkali- und Erdalkalitionen sorbiert (BICAN und KOLAR, 1968 b; KOLAR, 1966; TENNEY und ECHELBERGER, 1970). Über eine Sorption von Phenolen an Braunkohlenflugaschen berichten RIECHE und STRANKMÜLLER (1958) und GÜNTHER und FROTSCHER (1961). Alkylbenzolsulfonat wird stärker von Flugaschen mit einem hohen Kohlenstoffgehalt adsorbiert (JOHNSON et al., 1966; MANCY et al., 1964). Von besonderem Interesse ist die Feststellung, daß die Isothermen für die Adsorption von organischen Verbindungen in Abwässern an Flugaschen und Aktivkohlen offenbar ähnlich verlaufen (JOHNSON et al., 1966). Eine selektive Sorption negativ geladener Kolloide ist durch die in der Flugasche vorkommenden positiv geladenen Eisen- und Aluminiumhydroxide möglich (GÜNTHER und FROTSCHER, 1961).

d) Immission

Die auf die Staubemissionen einwirkende Schwerkraft und meteorologische Faktoren führen zu einem mehr oder weniger schnellen Absinken der Staubpartikel auf die Erdoberfläche. In den Jahren 1935/40 wurde an einer Meßstation in der Hauptwindrichtung des Goldenberg-Kraftwerks bei Hürth ein durchschnittlicher Staub-

niederschlag von $14242 \text{ g}/100 \text{ m}^2$ im Monat registriert (LÖBNER, 1949). Dies entspricht rd. $171 \text{ dz}/\text{ha}$ im Jahr. Noch höhere Werte ($200 \text{ dz}/\text{ha}$) wurden um die Jahrhundertwende im mitteldeutschen Braunkohlengebiet gefunden (FUSS, 1953). Spätere Messungen in Hürth ergaben eine Abnahme des Staubniederschlags auf $4284 \text{ g}/100 \text{ m}^2$ im Monat im Zeitraum 1955/56 und auf 2793 g in 1958/59. Dieser Rückgang gegenüber den Werten von 1935/40 wird auf die Umstellung des Goldenberg-Kraftwerks von Rostfeuerungskesseln auf Großkessel mit Entstaubung durch Elektrofilter zurückgeführt. Es bleibt dennoch festzustellen, daß die Gemeinde Hürth in den Jahren 1953 bis 1959 neben Offleben und Salzgitter zu den "besonders stark verschmutzten Räumen" in der Bundesrepublik zählte (LÖBNER, 1960).

Über die Verbreitung der Staubimmission im gesamten Ostteil des rheinischen Braunkohlengbietes vom 14.5. bis 16.9.1952 informiert Anhangsabb. I.

Das Immissionsgebiet läßt sich in drei Regionen gliedern. Im Südosten erstreckt sich zwischen den Städten Brühl und Frechen (in der Karte nicht eingezeichnet) das flächenmäßig größte Areal. Etwa im Zentrum liegt eine weitere Zone stärkerer Immission nördlich Horrem (Oberaußem und Niederaußem). Das nördlichste, sich deutlich von der Umgebung abhebende Immissionsgebiet befindet sich im Raum Neurath, südlich Grevenbroich.

In den Flugstaubsedimenten der Räume Hürth und Frechen betrug der Anteil an brennbaren Feststoffen ca. $1/3$ (LÖBNER, 1960). Dieser vergleichsweise hohe Gehalt an Brennbarem in den Staubsedimenten des rheinischen Braunkohlenreviers läßt sich durch weitere Untersuchungsergebnisse belegen: Der in der näheren Umgebung der Knapsack-Werke niedergehende Staub wies ein Verhältnis von Schlacke zu "stark entkohlter Braunkohle" von 1:1 auf (HÖLTE, 1957). Dieser hohe Kohlenanteil muß auf Grund der Messungen von MAYER (1960) auf die Emissionen der Brikettfabriken und Braunkohlenkraftwerke im Raum Knapsack zurückgeführt werden, die etwa $60 \% \text{ C}$ enthielten. Im Raum Neuhammerich

(bei Frechen) wurden etwa 50 % organische Bestandteile in den Flugstaubsedimenten gefunden (BOHNE, 1960; LANG, 1960). An den Staubproben vorgenommene mikroskopische Untersuchungen wiesen auf große Mengen "schwarzer, koksartiger Kohleteilchen" hin (LANG, 1960).

Auch für andere Braunkohlenreviere in Deutschland scheint ein hoher Gehalt an Brennbarem in den Flugstaubsedimenten kennzeichnend zu sein. So ermittelte JUNG (1962) im Raum Lauchhammer an Staubsedimenten einen Glühverlust von 68 %. Frühere Untersuchungen im Gebiet Halle erbrachten einen Anteil von 40 % brennbarer Substanz (MÜLLER, 1913).

Bezüglich des Staubniederschlags kann festgestellt werden, daß im Zeitraum von 1963/64 bis 1967/68 der Anteil der Flächen, bei denen eine Überschreitung des Immissionsgrenzwertes (1,3 g Staub/m²/Tag) festgestellt wurde, stark zurückgegangen ist. So wurde am Anfang des erwähnten Zeitraumes der Wert im Raum Neurath noch überschritten, während dies 1967/68 nicht mehr der Fall war. In den Räumen Hürth und Oberaußem-Fortuna wurde zwar 1967/68 der Immissionsgrenzwert noch überschritten, jedoch hatte sich die betroffene Fläche gegenüber 1963/64 erheblich verkleinert (ANONYM, 1969 b).

2.1.2. Einfluß auf Boden und Pflanze

a) Boden

Bei einer Anreicherung von Flugstaub im Boden kann es zu einer Verschiebung der Korngrößenzusammensetzung kommen. So fand LANGNER (1969) auf Lößlehmböden im Rheinland, die jahrzehntelang der Immission mit Braunkohlenflugstaub ausgesetzt waren, eine Erhöhung des Sandanteils, während Ton und Schluff mit zunehmendem Flugstaubgehalt eine abnehmende Tendenz zeigten. Bei sehr starken Immissionen wurde in Mitteldeutschland eine Verschiebung der Bodenart von Lehm nach Sand beobachtet (FUSS, 1953; ZIEGER, 1953/54). Aus England

berichteten SALTER et al. (1971) und SALTER und WILLIAMS (1967) über eine Anreicherung der Feinsand- und Grobschlufffraktion in grobtexturierten Böden durch Flugaschegaben. Dadurch wurde eine Verbesserung des Wasserhaushalts dieser Böden erreicht. Auch BICAN und KOLAR (1968 a) stellten eine Erhöhung der Wasserkapazität von Böden durch Flugasche fest. Neben Flugasche vermag auch Braunkohle den Wasserhaushalt von Böden zu verändern. Im allgemeinen konnte eine Erhöhung der Wasserkapazität beobachtet werden (GHAEMMAGHAMI, 1972; KOPP, 1960; THOMAS, 1969), dies war jedoch kaum bei leichten Sandböden der Fall (PFINGSTEN, 1939).

Das Porenvolumen wird sowohl von Braunkohle als auch von Braunkohlenflugstaub verändert. Nach GHAEMMAGHAMI (1972) bewirkt Braunkohle auf rekultivierten Lössböden eine Erhöhung des Gesamtporenvolumens und des kapillaren Porenvolumens. LANGNER (1969) fand auf Lösslehmböden mit zunehmendem Gehalt an Braunkohlenflugstaub eine Anreicherung der groben und feinen Poren.

Der Kohlenstoffgehalt in Böden wurde durch Braunkohle und Braunkohlenflugstaub nachhaltig erhöht (GHAEMMAGHAMI, 1972; LANGNER, 1969; SCHEFFER, 1942; WÜNSCHE et al., 1967). Wegen des geringen Stickstoffgehaltes in den Kohlen und in den Immissionen ist mit der Erhöhung des Kohlenstoffgehaltes eine Erweiterung des C/N-Verhältnisses verbunden (BRÜNING, 1969; GHAEMMAGHAMI, 1972; REZANIA, 1967; WACHALEWSKI, 1970; WÜNSCHE et al., 1967). Diese Erweiterung des C/N-Verhältnisses könnte u.a. der Grund dafür sein, daß Braunkohlengaben keine Erhöhung der mikrobiellen Aktivität in Böden bewirkten (LEMMERMANN, 1933; RÜTHER, 1937) und daß Braunkohle von Mikroorganismen im Gefäßversuch auch nicht abgebaut wurde (SCHEFFER, 1942). Ebenso beeinflusste Braunkohlenflugasche langfristig die Bodenrespiration nicht, nachdem eine Anfangsdepression überwunden war (LÖBL und KULDOVA, 1970).

In verwitterter Flugasche stand die Zahl der aeroben Bakterien, Pilze und Actinomyceten in negativer Korrelation zum pH-Wert, der mit zunehmendem Alter der Asche abnahm. Es zeigten sich

keine größeren qualitativen Unterschiede zwischen den Bakterienpopulationen in Böden und in Aschen (RIPPON und WOOD, 1967).

Eine spezifische Förderung der Eiweißzersetzung im Boden wurde in Gegenwart von Flugasche festgestellt. TRSKA et al. (1968) führen dies auf die katalytischen Eigenschaften der Asche zurück.

Die Reaktion eines Bodens kann durch Flugstaub in verschiedener Weise beeinflusst werden. So trat durch saure Flugaschen (KOZEL und MALY, 1964) und durch Braunkohle (GHAEMMAGHAMMI, 1972) ein Absinken des pH-Wertes ein. Andererseits erhöhten alkalische Flugaschen den pH-Wert (BOMHARD, 1955; CAPP und ENGLE, 1967; ENDERLEIN und STEIN, 1964; WÜNSCHE et al., 1967). Durch Verwitterung der alkalischen Asche sinkt der pH-Wert allmählich wieder ab (RIPPON und WOOD, 1967).

Die Kationen austauschkapazität ist in Böden mit kohleartigen Beimengungen und bei Immission kohlenstoffhaltiger Flugaschen erhöht (BRÜNING, 1969; KOPP, 1960; WÜNSCHE et al., 1967). Vermutlich vermindert sich die Austauschkapazität der Aschen bei längerer Verweildauer im Boden (KOLAR, 1968).

b) Pflanze

Frische Flugaschen eignen sich in reiner Form allgemein wegen zu hoher Salzkonzentrationen und speziell wegen phytotoxischer Konzentrationen von Bor nicht als Pflanzenstandort (HODGESON und HOLLIDAY, 1966). Ebenso bietet Braunkohle allein nur wenigen Pflanzen eine Entwicklungsmöglichkeit (BAUER, 1964). In geringen Gaben gelten Flugaschen dagegen als Düngemittel für Ca (ENDELL, 1958), B (CAPP und ENGLE, 1967; HOFMANN und AMBERGER, 1957), K und weitere Elemente (MARTENS et al., 1970). In der Literatur liegen zahlreiche weitere Angaben über den positiven und negativen Einfluß von Flugaschen auf das Pflanzen-

wachstum vor, die bereits von mehreren Autoren ausgewertet wurden (CAPP und SPENCER, 1970; DAVIES et al., 1971; KOLAR, 1969; PELZ, 1965; ROHDE, 1962).

Über den Einfluß von nicht aufgearbeiteten Braunkohlen auf das Pflanzenwachstum gibt es weniger Untersuchungen. GHAEMMAGHAMI (1972) verglich neben anderen organischen Düngemitteln die Ertragsleistung einer Gabe von 750 dz/ha Braunkohle auf rekultiviertem Lössboden. Gegenüber der Standardparzelle (NPK) bewirkte die Braunkohle im ersten Jahr einen geringfügigen Ertragszuwachs ($\leq 5\%$) bei Kartoffeln und im zweiten Jahr einen Mehrertrag von 4 % bei Zuckerrüben. Ebenfalls bei Kartoffeln und Zuckerrüben sowie bei Roggen, Lupinen, Mais, Senf, Hirse, Hafer, Tabak und Futterpflanzen führte Braunkohlendüngung in 40 % der Versuche zu Ertragssteigerungen von 6 - 55 %, bei den übrigen Versuchen war kein Effekt festzustellen (JURKOWSKA und LITYNSKI, 1962). Düngung mit Brikettabrieb erbrachte bei Grünmais einen Minderertrag von 10 % (BRÜNING, 1969). Durch eine Gabe von 500 dz/ha Braunkohlenstaub verminderte sich der Ertrag von Zuckerrüben um 38 bzw. 48 dz/ha (Kontrolle = 280 dz/ha), wenn die Braunkohle in den Boden eingearbeitet wurde. Ein Ertragsrückgang von 48 bzw. 60 dz/ha trat ein, wenn die gleiche Gesamtmenge Kohlenstaub zu drei verschiedenen Zeitpunkten während der Vegetationsperiode auf die Pflanzen gestreut wurde. In dieser Variante sank ebenfalls der Zuckergehalt der Rüben um 1 %. Bemerkenswert an diesem Versuchsansatz ist, daß die ausgebrachte Kohlenmenge etwa der Staubimmission im Bereich einer Brikettfabrik des Hallenser Gebietes entsprach (MÜLLER, 1913). Dagegen fand SCHOLL (1968) an dem Flugstaubsediment aus der Umgebung der Brikettfabrik Neurath im Rheinland keine wachstumsfeindlichen Eigenschaften, wenn es als Substrat im Gefäßversuch verwendet wurde. In einigen Fällen lagen die Erträge der Testpflanzen (Sommergerste, Hafer, Mais, Lihoraps, Spinat und Klee-Gras-Mischung) sogar höher als in einem immissionsfreien Löss.

Über einen interessanten Aspekt einer indirekten Wirkung von

Braunkohlenflugstaub auf das Pflanzenwachstum berichten SIKORA und SCHLÖSSER (1973): In vergleichenden Untersuchungen hat sich gezeigt, daß Zuckerrüben, die in nematodenverseuchten Böden kultiviert wurden, in einem Boden aus dem Immissionsgebiet Neurath besser wuchsen als in einem flugstaubfreien Lößlehm. Als Erklärung für diesen Befund wird die Möglichkeit diskutiert, daß ein für das Schlüpfen der Zysten von Heterodera schachtii notwendiger "Schlüpffaktor" von dem Braunkohlenflugstaub adsorbiert wird.

Ein weiterer indirekter Effekt von Flugstaubimmissionen auf das Pflanzenwachstum ergibt sich durch tiefgreifende Standortveränderungen. So wurde auf 5000 ha Waldfläche in der Dübener Heide (Mitteldeutsches Braunkohlenrevier) die Reaktion von pH 3,5 auf pH 7 durch Flugascheimmissionen angehoben. Dies führte zu einer völligen Veränderung der Humusaufgabe (ENDERLEIN und STEIN, 1964), einer Verlichtung der Bestände und der Ausbreitung von Löwenzahn, Huflattich, Disteln, Baldrian und Walderdbeere (LUX, 1964). Einen Rückgang acidophiler Arten in flugaschehaltigen Böden fanden SOBOTKA und MATERNA (1959).

2.2. Bodenherbizide

2.2.1. Verhalten von Herbiziden im Boden

Herbizide lassen sich u. a. nach ihrer Anwendungsweise in Boden- und Blattherbizide gliedern. Bodenherbizide werden im Gegensatz zu Blattherbiziden nicht direkt (zeitlich oder räumlich) gegen das zu bekämpfende Unkraut eingesetzt, und der Wirkstoff muß eine Bodenpassage durchlaufen, bevor er an die Pflanze gelangt. Bei diesen Herbiziden kommt daher dem Faktor "Boden" eine besondere Bedeutung für die Wirkung zu, und Kenntnisse über das Verhalten der Wirkstoffe in unterschiedlichen Böden sind zur Sicherung des Anwendungserfolges unerlässlich. Unter Verhalten im Boden lassen sich die Vorgänge Adsorption, Auswaschung, Verdampfung, Abbau und Aufnahme durch die Pflanze zusammenfassen. Diese Vorgänge bewirken in der Regel eine Ver-

minderung der Herbizidkonzentration in der Wurzelzone. Während die Konzentrationsverminderungen durch Auswaschung, Verdampfung, Abbau und Aufnahme durch die Pflanze einen irreversiblen Wirkstoffverlust aus der Wurzelzone bedeuten, sorgt die Adsorption für einen Verbleib des Herbizids in der oberen Bodenschicht.

a) Adsorption

Unter Adsorption versteht man die Anreicherung eines Stoffes im Phasengrenzgebiet über seine Konzentration innerhalb der Phasen (BRDICKA, 1971). Im konkreten Fall der Adsorption von Herbiziden heißt dies eine Verteilung des Wirkstoffs zwischen der festen Phase (Boden) und der Lösungsmittelphase (Wasser) (HANCE, 1970). SUND (1964) weist darauf hin, daß Herbizide im adsorbierten Zustand nicht als inaktiviert zu betrachten sind, sondern daß sie lediglich für Pflanzen nicht zugänglich sind und auch nicht der Auswaschung in tiefere Bodenschichten unterliegen. Andere Autoren verwenden Adsorption und Inaktivierung dagegen als synonyme Begriffe (ENNIS, 1954; UPCHURCH und MASON, 1962). Von einer Inaktivierung wird insbesondere bei der sehr intensiven Adsorption von Bipirydylumderivaten an Tonmineralen gesprochen (KNIGHT und TOMLINSON, 1967). Andererseits konnten SÜSS et al. (1972) mit Radioisotopen nachweisen, daß sehr stark an Böden adsorbiertes Monolinuron und Simazin von Pflanzen in geringem Umfang noch aufgenommen werden können. Mittelbar kann die Adsorption von Herbiziden zu deren irreversiblen Inaktivierung führen, wenn die Kolloidoberflächen als Katalysatoren für hydrolytische und oxydative Reaktionen fungieren. Chlortriazine werden auf diese Weise in nicht phytotoxische Hydroxytriazine überführt (ARMSTRONG et al., 1967).

Die Adsorption von Herbiziden an Böden folgt in sehr vielen Fällen der FREUNDLICHschen Adsorptionsgleichung (BAILEY und WHITE, 1970; HAMAKER und THOMPSON, 1972). Nur in einigen Fällen wurde von einer Adsorption nach der Gleichung von LANGMUIR (u.a. NEARPASS, 1969 und 1971) berichtet.

Von den Bodenbestandteilen, die die Adsorption beeinflussen, ist an erster Stelle die organische Substanz zu nennen. Die in zahlreichen Einzelfällen nachgewiesenen positiven Korrelationen zwischen Adsorption und C-Gehalt des Bodens sind in einigen Übersichtsarbeiten zusammengestellt (STEVENSON, 1972; WOLCOTT, 1970). Um die Bedeutung des Kohlenstoffgehaltes für den Adsorptionsprozess besonders herauszustellen, wird die Adsorption nicht nur auf den Boden insgesamt, sondern auch allein auf den C-Gehalt bezogen (HAMAKER und THOMPSON, 1972). Dies ist um so eher gerechtfertigt, da beim Vergleich der Sorptionskapazität von Mineralböden wiederholt festgestellt werden konnte, daß sich die organische Substanz in Böden verschiedenster Herkunft gegenüber nichtionischen Herbiziden ähnlich verhält (OSGERBY, 1970; WALKER und CRAWFORD, 1968). Bei organischen Böden und Böden mit mehr oder weniger zersetzten Pflanzenresten bestehen Wechselwirkungen zwischen dem Zersetzungsgrad und der Herbizid-adsorption (DOHERTY und WARREN, 1969; WALKER und CRAWFORD, 1968).

Als Adsorptionsmechanismen zwischen Herbiziden und der organischen Substanz des Bodens kommen Ionenaustausch, Protonierung, Wasserstoffbrückenbindung, VAN DER WAALSsche Kräfte, Koordinationskomplexe mit angelagerten Metallionen (STEVENSON, 1972) und "hydrophobic bonding" (HAMAKER und THOMPSON, 1972) in Frage.

Neben dem C-Gehalt ist als weiterer bedeutender Sorptionsträger im Boden der Tongehalt hervorzuheben. Wegen der größeren spezifischen Oberfläche und der höheren Kationenaustauschkapazität adsorbieren die Tonminerale Montmorillonit und Vermikulit mehr Herbizid als Illit und Kaolinit. Als Sorptionsmechanismen herrschen an den Tonmineralen Ionenaustausch, Protonierung, Koordinationskomplexe und Wasserstoffbrückenbindung vor (BAILEY und WHITE, 1970).

Vergleichsweise wenig ist über die Sorptionseigenschaften der Hydroxide im Boden bekannt. Wegen des positiven Ladungsüber-

schusses sind sie vermutlich bei der Adsorption von Anionen im Boden beteiligt (GREENLAND, 1970).

Da die Adsorption eine Oberflächenreaktion ist, liegt erwartungsgemäß auch eine positive Korrelation zwischen der Adsorption und der spezifischen Oberfläche der Adsorbentien vor (HOLLIST und FOY, 1971; MUSTAFA und GAMAR, 1972; SNELLING et al., 1969). Ebenso ist die Herbizidadsorption in zahlreichen Fällen positiv mit der Kationenaustauschkapazität korreliert (s. Übersichtsarbeit von BAILEY und WHITE, 1970).

Über den Einfluß des pH-Wertes auf die Adsorption liegen unterschiedliche Ergebnisse vor, da sich Reaktionsänderungen sowohl auf die Adsorbat- als auch auf die Adsorbenteigenschaften auswirken können. Während eine pH-abhängige Ladung bei Tonmineralen nur in geringem Maße in Erscheinung tritt, ist sie bei der organischen Substanz wesentlich ausgeprägter (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1970). Dies führt dazu, daß bei sinkendem pH mehr H^+ -Ionen assoziiert sind, so daß u. U. eine Adsorption von Triazinen an die organische Substanz verhindert wird (WEBER et al., 1969). Andererseits werden 2,4-D und Picloram an Montmorillonit bei niedrigem pH stärker adsorbiert, während bei annähernd neutraler Reaktion (pH 6-7) eine starke Dissoziation dieser Herbizide eintritt und eine "negative Adsorption" der Anionen festzustellen ist (HELLING et al., 1971). Bei Triazinen, die bei sinkendem pH zunehmend protoniert werden, korreliert die Adsorption an Montmorillonit negativ mit dem pH-Wert.

Vielseitiger Natur ist ebenfalls der Einfluß der Elektrolytkonzentration im System auf die Herbizidadsorption. Durch Elektrolyte kann einmal die Löslichkeit der Wirkstoffe vermindert (Aussalzeffekt) und dadurch die Adsorption erhöht werden (HURLE und FREED, 1972); andererseits kann ein gegenteiliger Effekt eintreten, wenn z.B. die Kationen der zugeführten Elektrolyte in den Austauschkomplex eintauschen und dort angelagertes protoniertes Amitrol verdrängen (NEARPASS, 1969).

Temperaturveränderungen wirken sich je nach dem vorherrschenden Adsorptionsmechanismus unterschiedlich auf die Adsorption aus. Generell nimmt die physikalische Adsorption mit steigender Temperatur ab. Dies beruht sowohl auf dem exothermen Charakter der Adsorption als auch auf der Erhöhung von Löslichkeit und Dampfdruck des Adsorbats mit steigender Temperatur (BAILEY und WHITE, 1970). Eine Ausnahme bildet hier EPTC, dessen Löslichkeit bei höherer Temperatur niedriger ist und dessen Adsorption bei Temperaturerhöhung zunimmt (FREED et al., 1967). Beruht die Adsorption auf einer chemischen Bindung, so ist der Temperatureinfluß weniger ausgeprägt, und es kann auch - wie bei Atrazin - zu einer Sorptionszunahme bei steigenden Temperaturen kommen (DUNIGAN und McINTOSH, 1971).

b) Auswaschung

Nach ihrer Applikation auf die Bodenoberfläche unterliegen die Herbizide einer horizontalen und vertikalen Wanderung. Während hierbei die Diffusion in der wässrigen Phase nur eine untergeordnete Rolle spielt, kommt dem "mass flow", d. h. dem Transport des gelösten Wirkstoffs mit dem aufwärts, abwärts und seitwärts gerichteten Wasserstrom, die größte Bedeutung zu (HANCE, 1970). Es konnte wiederholt nachgewiesen werden, daß zwischen der Wanderung eines Wirkstoffs im Boden und seiner Adsorption eine negative Korrelation besteht (Lit. b. BAILEY und WHITE, 1970).

c) Verdampfung

Von den Bodenherbiziden besitzen u. a. Carbamate und Thiocarbamate einen hohen Dampfdruck. Die Bewegung der dampfförmigen Substanzen im Boden und damit auch die Wirkstoffverluste durch Evaporation sind abhängig von der Wassersättigung des Bodens. Im allgemeinen sorbieren trockene Böden mehr Herbizid als feuchte, da mit zunehmendem Wassergehalt die Wassermoleküle in Konkurrenz zu den Wirkstoffmolekülen um die Sorptionsorte tre-

ten (ASHTON und SHEETS, 1959; PAROCHETTI und WARREN, 1966; BARDSLEY et al., 1968). Steigende Temperaturen, die normalerweise die Verdampfung erhöhen, können aber auch zu einem geringeren Wirkstoffverlust führen, da gleichzeitig durch die Austrocknung der Böden die Adsorption ansteigt (DEMING, 1963).

d) Abbau

Mehrere Herbizide zeigen bei UV-Bestrahlung unter Laborbedingungen photolytische Reaktionen (CROSBY und LI, 1969). Der Nachweis dieser Reaktion ist bei Bodenkontakt des Wirkstoffs und unter Freilandbedingungen nicht immer eindeutig zu führen, da Wirkstoffverluste sowohl auf photochemische Zersetzung als auch auf Verdampfung zurückgehen können. Vermutlich verläuft die photolytische Zersetzung in Gegenwart von Böden langsamer als bei Bestrahlung von Lösungen oder dünnen Filmen.

Die chemische Zersetzung von Pflanzenschutzmitteln wird von HELLING et al. (1971) in Reaktionen gegliedert, die a) unabhängig vom Boden ablaufen und b) durch Bodenkolloide katalysiert werden. Als vorherrschende nicht enzymatische Reaktionen treten Hydrolyse, Oxydation und Isomerisierung auf. Eine pH-abhängige Hydrolyse konnte für das Herbizid Proxiphram nachgewiesen werden, dessen Halbwertszeit in neutraler Lösung etwa 13 Tage und bei pH 2 etwa 8 Tage beträgt (SPENGLER, 1968).

Die katalytische Funktion von Bodenkolloiden bei der Zersetzung von Triazinen wurde von verschiedenen Autoren untersucht (ARMSTRONG et al., 1967; CRUZ und WHITE, 1972; NEARPASS, 1972). Die Hydrolyse der C-Cl-Bindung von Chlortriazinen wird vermutlich durch Adsorption an der Kolloidoberfläche gefördert. Die entstehenden Hydroxytriazine sind nicht phytotoxisch und werden sehr stark adsorbiert.

HANCE (1969) postuliert eine durch Bodenkolloide katalysierte Inaktivierung auch für Chlorpropham, Diuron, Linuron und Picloram.

Der mikrobielle Abbau von Herbiziden wurde besonders intensiv bei den Wuchsstoffen verfolgt. Für 2,4-D konnte die Degradation bis zu den Endprodukten CO_2 und H_2O aufgezeigt werden (HELLING et al., 1971; MAIER-BODE, 1971). Als bislang bekannte Abbaumechanismen für andere Wirkstoffe möge die folgende Auswahl genügen: Bei Triazinen verläuft der Abbau über eine Dealkylierung, an der sich verschiedene Pilzarten wie Penicillium spp., Aspergillus spp. und Fusarium spp. beteiligen (KAUFMAN und BLAKE, 1970).

Eine stufenweise Demethylierung wird bei Harnstoffderivaten angenommen. Als Zwischenprodukte des mikrobiellen Abbaus entstehen Anilinderivate, die weiter zu Azoverbindungen oxydiert werden können (MAIER-BODE, 1971). Aniline treten ebenfalls als Hydrolyseprodukte von Phenylcarbamaten auf (KEARNEY und KAUFMAN, 1965).

Vergleichsweise schnell verläuft der mikrobielle Abbau der chlorierten Fettsäuren TCA und Dalapon, für den hauptsächlich verschiedene Bakterienarten und daneben Pilze und Actinomyceten verantwortlich sind (KEARNEY et al., 1965).

Über die mikrobielle Abbaubarkeit von adsorbierten Herbiziden liegen unterschiedliche Ergebnisse vor. Nachgewiesen wurde, daß an Montmorillonit adsorbiertes Diquat für Bakterien nicht zugänglich ist. Liegt dagegen eine Adsorption an Kaolinit vor, so erfolgt ein bakterieller Abbau (WEBER und COBLE, 1968). Ebenfalls kann an organischer Substanz gebundenes Paraquat abgebaut werden (BURNS und AUDUS, 1970). Eine durch Adsorption bedingte Hemmung des mikrobiellen Abbaus wurde bei Triazinen beobachtet (GAST, 1962; HARRIS, 1967). Bei Monolinuron und Pyrazon wurde dagegen eine Förderung des mikrobiellen Abbaus durch Adsorption festgestellt (SÜSS und WAGNER, 1970).

2.2.2. Einfluß von Bodeneigenschaft und Umweltfaktoren auf die Wirkung

Bei Herbiziden, die in erster Linie über den Boden wirken, ist eine enge Beziehung zwischen der Aktivität und einigen Bodeneigenschaften zu erwarten. Es liegt nahe, hier vorrangig die Abhängigkeit zwischen der Adsorptionskraft des Bodens und der Herbizidwirkung zu prüfen. Dabei ergab sich in einigen Fällen eine Korrelation zwischen Adsorption und Herbizidwirkung (ASHTON und SHEETS, 1959; HARRIS und SHEETS, 1965; SCOTT und WEBER, 1967), die jedoch durch andere Untersuchungen (DAY et al., 1968) nicht bestätigt werden konnte. In diesem Zusammenhang wird darauf hingewiesen, daß die unter Gleichgewichtsbedingungen bei einem Überschuß an Wasser gemessene Adsorption nicht auf die Verhältnisse des Vegetationsversuchs übertragbar ist (GRAHAM-BRYCE, 1972). Weiterhin kann beim längerfristigen Biotest eine Konzentrationsverminderung nicht nur durch Adsorption, sondern auch durch Wirkstoffabbau eintreten (WALKER, 1972).

Von überragender Bedeutung für die Wirkung von Herbiziden hat sich der Kohlenstoffgehalt des Bodens erwiesen (s. Übersichtsarbeiten von MEGGITT, 1970 und UPCHURCH, 1966). Am deutlichsten zeigt sich dies an dem starken Rückgang der Herbizidwirkung auf organischen Böden (ANONYM, 1971). Auf Grund der negativen Korrelation zwischen C-Gehalt und Unkrautwirkung wurde verschiedentlich versucht, die Dosierung von Herbiziden auf den Kohlenstoffgehalt des Standorts abzustimmen. Die entwickelten Dosierungsschemata sind für Standorte mit gleicher Genese oder für einen bestimmten Bereich des C-Gehaltes anwendbar (HUNNAM und HEY, 1964; MEGGITT, 1970).

Neben der organischen Substanz eines Bodens beeinflusst auch der Tongehalt die Wirkung von Herbiziden (BAILEY und WHITE, 1964). Dabei ist es für die Pflanzenverfügbarkeit der Herbizide von Bedeutung, mit welchen Kationen die Tonminerale belegt sind (MORTLAND, 1970).

Die Kohlenstoff- und Tongehalte eines Bodens sind ihrerseits eng mit der spezifischen Oberfläche und der Kationenaustauschkapazität des Bodens korreliert. Auch zwischen diesen beiden Kenngrößen und der Herbizidwirkung konnte bei verschiedenen Wirkstoffen eine negative Korrelation gefunden werden (s.u.a. ARNDT, 1960; DOHERTY und WARREN, 1969; LAERMANN, 1972; SCHMIDT, 1972; UPCHURCH et al., 1966).

Der Einfluß des pH-Wertes auf die Herbizidwirkung kann sowohl positiv als auch negativ sein. Die unterschiedlichen Ergebnisse lassen sich mit einer Veränderung der Adsorption bei verschiedenen Reaktionen und mit der unterschiedlichen Aufnahme von assoziierten bzw. dissoziierten Wirkstoffen durch die Pflanze erklären (CORBIN et al., 1971; LAERMANN, 1972).

Neben fixen Bodeneigenschaften gibt es variable Faktoren, die für die Herbizidwirkung von Bedeutung sind. Dies gilt besonders für die Wassersättigung des Bodens, die in zahlreichen Untersuchungen positiv mit der Herbizidwirkung korreliert war (s.u.a. ASHTON und SHEETS, 1959; LAERMANN, 1972; PESTEMER, 1973; WALKER, 1971). Als Erklärung dafür werden eine geringere Adsorption bei höherer Wassersättigung (ASHTON und SHEETS, 1959), ein verbesserter Wirkstofftransport im Boden und eine vermehrte Wirkstoffaufnahme infolge stärkerer Transpiration der Pflanzen vermutet (GREEN und OBIEN, 1969).

Bei den Herbiziden Trifluralin und Picloram ergab sich eine geringere Wirkung bei hoher Wassersättigung des Bodens (STICKLER et al., 1969; GROVER, 1970). Dies wird für Picloram mit einer verminderten Wirkstoffkonzentration in der Bodenlösung erklärt (GROVER, 1970). Unabhängig von der Bodenfeuchtigkeit wirkten Alachlor und Propachlor (STICKLER et al., 1969).

Außer den Beziehungen zwischen Bodeneigenschaften und der Wirkung von Herbiziden wurde der Einfluß von Klimafaktoren auf die Herbizidaktivität untersucht. Dabei konnte z.B. für Pyrazon in einem einfachen und überzeugenden Experiment nachgewiesen wer-

den, daß das Herbizid unter Gewächshausbedingungen im Sommer bei einer Konzentration von 4 ppm im Boden für Rüben toxisch war, während im Winter die Toxizitätsgrenze für den gleichen Boden bei 10 ppm lag (ZWEED, 1964). Bei einer Analyse der Wechselwirkungen zwischen Herbizidwirkung und Klimafaktoren erwiesen sich insbesondere die Licht- und Temperaturverhältnisse als bedeutsam. So haben mehrere Untersuchungen ergeben, daß die Phytotoxizität von Photosynthesehemmern, einer wichtigen Gruppe unter den Bodenherbiziden, positiv mit der Lichtintensität korreliert ist (ASHTON, 1965; CASELEY, 1970; FIGUEROLA und FURTICK, 1972). Neben der Lichtintensität üben unterschiedliche Photoperioden einen Einfluß auf die Herbizidwirkung aus (BRENCHLEY und APPLEBY, 1971).

Die Wirkung vieler Bodenherbizide nimmt in der Regel mit steigenden Temperaturen zu (FIGUEROLA und FURTICK, 1972; KOREN und ASHTON, 1973; LAERMANN, 1972). Die relative Luftfeuchtigkeit steht dagegen in einem negativen Abhängigkeitsverhältnis zur Phytotoxizität, da die Herbizidaufnahme parallel zur Transpirationsintensität verläuft (OORSCHOT, 1970). Über weitere Interaktionen zwischen Temperatur, Lichtintensität und relativer Feuchte berichtet ebenfalls OORSCHOT (1970).

Die aufgezeigten Abhängigkeiten der Herbizidwirkung von verschiedenen äußeren Faktoren wurden in der Regel unter Gewächshaus- oder Klimakammerbedingungen isoliert ermittelt. Für Freilandverhältnisse ist dagegen kennzeichnend, daß eine Vielzahl von Faktoren gegeben ist und Wechselwirkungen zwischen den Faktoren auftreten. Aus der Vielzahl möglicher Faktoren haben sich bisher unter Freilandbedingungen einige als bedeutsam herauskristallisiert.

Hierbei handelt es sich um den Kohlenstoffgehalt, die Kationenaustauschkapazität und den pH-Wert des Bodens sowie die Niederschlags- und Temperaturverhältnisse (ERNST, 1971; GERMAR, 1971; LAU, 1970; UPCHURCH et al., 1966).

Aus diesen Erkenntnissen ergibt sich die Forderung nach einer standortgerechten Dosierung der Bodenherbizide, wobei aller-

dings zu berücksichtigen ist, daß durch den kaum vorhersehbaren Faktor "Witterung" eine gewisse Streuung der Ergebnisse bei mehreren Versuchsjahren nicht auszuschließen ist (ERNST, 1971).

In der vorliegenden Arbeit kam es daher darauf an, zwischen den für die Herbizidwirkung entscheidenden Hauptfaktoren "Boden" und "Witterung" zu differenzieren.

B. EXPERIMENTELLER TEIL

1. Material und Methoden

1.1. Herbizide

Im Laufe der Untersuchungen wurden die in Tabelle 3 zusammengestellten Herbizide eingesetzt. In Tabelle 4 sind die entsprechenden Formulierungen aufgeführt.

Tabelle 3: Verwendete Herbizide

Common name	Chemische Bezeichnung
Azolamid	Imidazolidin-2-on-1-carbonsäure-1-butylamid
Benzthiazuron	N-(2-Benzthiazolyl)-N'-methylharnstoff
Chlorbufam	3-Chlorphenylcarbamidsäurebutin-(1)-yl-(3)-ester
Cycluron	N-Cyclooctyl-N',N'-dimethylharnstoff
Dalapon	Natriumsalz der 2,2-Dichlorpropionsäure
Lenacil	3-Cyclohexyl-5,6-trimethylenuracil
Medinoterbacetat	2-tert.-Butyl-5-methyl-4,6-dinitrophenyl-acetat
Noruron	1-[5-(3a,4,5,6,7,7a-Hexahydro-4,7-methanoindanyl)]-3,3-dimethylharnstoff
Propham	Isopropyl-N-phenylcarbamat
Proximpham	O-(N-Phenylcarbamoyl)-propanonoxim
Prynachlor	2' Chlor-N-(1-methylprop-2-inyl)-acetanilid
Pyrazon	1-Phenyl-4-amino-5-chlor-pyridazon-(6)
TCA	Trichloressigsäure

Tabelle 4: Formulierungen der verwendeten Herbizide

Wirkstoff	Formulierung	Präparat
Azolamid	80 % Spritzpulver	BAY 6199 H
Benzthiazuron	80 % Spritzpulver	Gatnon
Dalapon	74 % Na-Salz	Dowpon
Lenacil	80 % Spritzpulver	Venzar
Medinoterbacetat	50 % Spritzpulver	-
Noruron	80 % Spritzpulver	Herban
Propham	50 % Spritzpulver	-
Proximpham	50 % Spritzpulver	-
Prynachlor	500 g/1000 ml Emulsionskonz.	Butisan
Pyrazon	65 % Spritzpulver	Pyramin
TCA	95 % Na-Salz	NaTA
Chlorbufam/ Cycluron C/C +)	10 g/100 ml Emulsionskonz. 15 g/100 ml	Alipur
Propham/ Proximpham/ Noruron P/P/N +)	25 % Spritzpulver 25 % 4 %	Jebonyl 451
Propham/ Medinoterbacetat P/M +)	30 % Spritzpulver 15 %	Murbetex O

Von den in der Tabelle 4 aufgeführten Präparaten sind "Venzar", "Pyramin", "NaTA", "Alipur" und "Murbetex O" in der Bundesrepublik zur Unkrautbekämpfung in Zuckerrüben zugelassen. Die Wirkstoffe Azolamid, Benzthiazuron und Lenacil sind in den zugelas-

+) In dieser Arbeit verwendete Kurzbezeichnung für die Wirkstoffkombination

senen Präparaten "Merpelan" und "Merpelan AZ" enthalten (ANONYM, 1973 und mündl. Mitt. HEIDLER, 1973).

1.2. Versuchspflanzen

Die Feldversuche wurden in Zuckerrübenbeständen durchgeführt. Die Sorten sind in der Anhangstabelle II aufgeführt. Die Prüfung der relativen Wirksamkeit der Herbizide in verschiedenen Böden erfolgte mit möglichst sensitiven Testpflanzen. Dabei wurde Weißer Senf (Sinapis alba L.) der Sorte 'Dr. Francks Hohenheimer Gelb' für die Herbizide Azolamid, Benzthiazuron, C/C, Lenacil, Medinoterbacetat, Noruron, Proximpham und Pyrazon verwendet.

Hafer (Avena sativa L.) der Sorte 'Flämingskrone' diente als Testpflanze für die Herbizide Dalapon, Propham, Prynachlor und TCA.

1.3. Vegetationsversuche

1.3.1. Freilandversuche

1.3.1.1. Boden- und Klimaverhältnisse

Bei den Versuchsstandorten handelte es sich um landwirtschaftlich genutzte Flächen im Einflußbereich von Immissionen einiger Kraftwerke und Brikettfabriken im rheinischen Braunkohlenrevier. Um bei den Untersuchungen auf das bereits von LANGNER (1969) und SCHOLL (1968) erarbeitete Datenmaterial für den Immissionsstandort Neurath aufbauen zu können, wurde ein großer Teil der Versuche in diesem Raum angelegt. Später wurden die Untersuchungen auch auf den Raum Hürth-Frechen ausgedehnt. Diese Räume gehören zu den intensiv genutzten Zuckerrübenanbauregionen der Kölner Bucht und der nördlichen Ausläufer der angrenzenden Ville.

Die Gebiete sind mit eiszeitlichen Lößablagerungen wechselnder Mächtigkeit bedeckt, aus denen sich hochwertige Ackerbaustand-

orte, die bodentypologisch meist als Parabraunerden mittlerer Basensättigung anzusprechen sind, entwickelt haben (MÜCKENHAUSEN, 1957).

In der näheren Umgebung von kohleverfeuernden Betrieben weisen die Böden infolge von Flugstaubablagerungen einen mehr oder weniger dunkel gefärbten Ap-Horizont und einen entsprechend erhöhten Kohlenstoffgehalt auf. Bei massiver Flugstaubimmission, wie sie in unmittelbarer Nähe großer Emittenten über einen Zeitraum von mehreren Dezennien vorkommen kann, erreicht der durch Flugstaub dunkelbraun bis schwarz gefärbte Horizont eine Mächtigkeit von 60 cm und der Kohlenstoffgehalt in der Krume kann bis 17,8 % ansteigen (LANGNER, 1969).

Klimatisch ist die Kölner Bucht durch ihre Lage im Wind- und Regenschatten der Nordeifel und des Hohen Venns geprägt. Die Niederschläge liegen größtenteils unter 700 mm und sinken südlich von Grevenbroich auf 600 mm und im Inneren der Bucht auf 550 mm ab. Die Jahresmitteltemperatur liegt bei $9,5^{\circ}\text{C}$, die Anzahl der Tage $>5^{\circ}\text{C}$ beträgt 255 (PAFFEN, 1959).

Während des vierjährigen Untersuchungszeitraums herrschten keine einheitlichen Witterungsbedingungen. In Bezug auf die Wirkung von Bodenherbiziden interessieren besonders die Niederschlags- und Temperaturverhältnisse in den Frühjahrsmonaten (Anhangsabb. II). In der Abbildung stehen die Skalen von Temperatur (Wochenmittel) und Niederschlag (Wochensummen) in Anlehnung an WALTER und LIETH (1967) im Verhältnis 1:2. Obwohl WALTER und LIETH mit den entsprechenden Monatswerten arbeiteten, kann doch annäherungsweise gelten, daß bei höheren Temperatur- als Niederschlagssäulen in einer Woche eher aride Verhältnisse herrschen, während bei umgekehrten Verhältnissen eher humide Bedingungen gegeben sind.

Deutlich hebt sich das Jahr 1971 mit einer niederschlagsfreien Periode von Ende März bis Mitte April von den übrigen Jahren ab. Da auch die folgenden Monate teilweise durch Trockenheit gekennzeichnet waren, schloß das Jahr 1971 mit einem Niederschlagsdefizit von 150 mm; 1972 fielen gegenüber dem langjährigen Durchschnitt 200 mm Niederschlag weniger.

1.3.1.2. Versuchsanlage

Die Versuche wurden als Block mit vierfacher Wiederholung angelegt. Innerhalb eines Blocks waren die Versuchsglieder randomisiert. Im Jahr 1969 erfolgte die Applikation der Bodenherbizide mit der gleichen Aufwandmenge für alle Standorte. Auf Grund der hierbei festgestellten Wirkungsunterschiede bei verschiedenem C-Gehalt der Böden und entsprechender Vorversuche im Gewächshaus, wurde dann ab 1970 eine Dosierung der Bodenherbizide nach dem Kohlenstoffgehalt des Standorts vorgenommen. Die jeweilige Aufwandmenge für die Wirkstoffkombinationen P/P/N und P/M wurden einer "Dosierungskurve" (Abb. 1) entnommen, die Anfang 1970 aufgestellt und, bis auf eine geringe Veränderung im Bereich von 1 % C, jährlich angewendet wurde (s. S. 63). Die so für einen Standort festgelegte Aufwandmenge wurde durch zwei weitere ergänzt, die bei 3/4 bzw. 4/3 dieser Dosis lagen. Das ab 1971 in die Untersuchungen einbezogene Lenacil wurde in gleicher Weise mit drei Dosierungen je Standort eingesetzt. Die tatsächlichen Aufwandmengen sind der Anhangstabelle III zu entnehmen. C/C wurde nur 1972 geprüft; die drei Aufwandmengen für die Standorte 45 und 46 betragen 1,50; 2,00 und 2,70 kg Gesamtwirkstoffe/ha.

Bei den Versuchsflächen handelte es sich mit Ausnahme des Standorts 45 (Versuchsfeld Fischenich) um praxisüblich bewirtschaftete Flächen, die innerhalb größerer Zuckerrübenschläge lagen. Die Parzellengröße je Versuchsglied betrug 15 x 2,5 m. Bei einem Reihenabstand von 45 cm gehörten jeweils 5 Rübenreihen zu einer Parzelle. Davon wurden die mittleren 3 Reihen auf einer Länge von 12 m zur Auswertung herangezogen. Die auswertbare Parzellengröße betrug somit 16,20 m². Als Kriterien für die Auswahl der Versuchsflächen kamen neben allgemeinen Gesichtspunkten (Geländeform, einheitliche Bewirtschaftung u.a.m.) besonders der unterschiedliche Kohlenstoffgehalt der Böden in Betracht. Für Vergleichszwecke wurden in den Jahren 1970 und 1971 flugstaubfreie Flächen eines Betriebes in Deelen (Kreis Grevenbroich) in die Untersuchungen einbezogen.

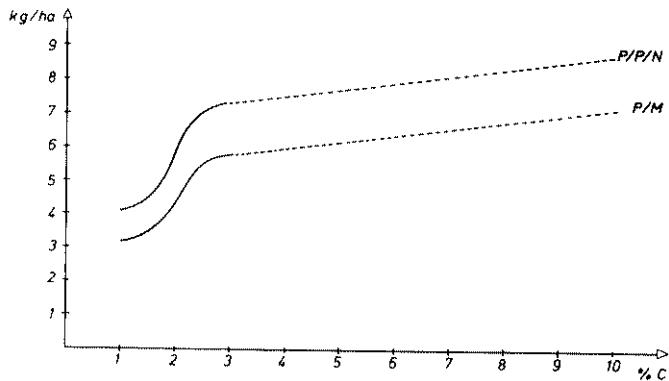


Abb. 1: "Dosierungskurven" für zwei Bodenherbizide auf Immissionsstandorten

Abzisse: Kohlenstoffgehalt des Bodens

Ordinate: Herbizidaufwandmenge in kg Gesamtwirkstoffe/ha

P/P/N: Propham/Proximpham/Noruron

P/M: Propham/Medinoterbacetat

Mit Beginn der jährlichen Versuchsperiode wurden ab 1970 im Gelände drei Wetterhütten in 50 cm Höhe über dem Boden aufgestellt. Die Stationen waren mit Thermographen, Hygrographen und einem Regenschirm ausgerüstet. Die Kontrolle und Wartung der Geräte erfolgte wöchentlich. Da darüberhinaus von zwei landwirtschaftlichen Betrieben die täglichen Niederschlagsmengen gemessen wurden, war gewährleistet, daß jede Versuchsfläche nicht weiter als 500 m von einem Regenschirm entfernt lag. Für das Jahr 1969 wurden die Witterungsdaten von der Landwirtschaftsschule und Wirtschaftsberatungsstelle in Grevenbroich zur Verfügung gestellt.

1.3.1.3. Versuchsdurchführung

a) Spritztechnik

Die Versuchsflächen wurden in der Regel genauso bewirtschaftet wie der übrige Rübenschlag. Lediglich Pflegemaßnahmen, die normalerweise zwischen Saat und Unkrautbonitur erfolgen (Walzen und erste Maschinenhacke), wurden nicht vorgenommen. Angaben zur Vorfrucht, Düngung, Bodenbearbeitung und Saat sind in der Anhangstabelle II mitgeteilt. Die Applikation der Bodenherbizide erfolgte möglichst unmittelbar nach der Saat. Infolge ungünstiger Witterung verzögerte sich die Spritzarbeit im Frühjahr 1970. Aus versuchstechnischen Gründen konnte weiterhin der Standort 45 im Jahr 1971 erst relativ spät behandelt werden (s. Anhangstabelle IV). Zur Ausbringung der Spritzbrühe wurde ein fahrbares Parzellenspritzgerät eingesetzt, dessen technische Daten in der folgenden Tabelle zusammengestellt sind.

Tabelle 5: Daten zur Spritztechnik

Spritzbalken	2 m
Anzahl der Düsen	5
Art der Düsen	Teejet 11004
Druckerzeuger	Pressluft
Betriebsdruck	3 atü
Fahrgeschwindigkeit	4,5 km/h
Wassermenge	600 l/ha

Die Spritzbrühe wurde für die vier Wiederholungen eines Versuchsgliedes angesetzt und mit einmaliger Tankfüllung ausgebracht. Die anschließend in Tank und Spritzgestänge verbliebene Brühemenge wurde gemessen. Nach Berechnung der tatsächlich ausgebrachten Flüssigkeitsmenge bewegten sich die Abweichungen zwischen Ist und Soll in der Regel um $\pm 5\%$. Sie überschritten in keinem Fall $\pm 10\%$.

b) Unkrautbonitur

Zum Zeitpunkt der Unkrautbonitur hatten die Zuckerrüben das Stadium D4 (Vereinzelungsstadium) erreicht. In den Versuchsjahren 1970 bis 1972 wurde der Deckungsgrad von Unkräutern, Kulturpflanzen und unbewachsenem Boden in Prozent an der Gesamtfläche einer Parzelle geschätzt. Dabei hat sich eine Vergleichstafel bewährt, die bei der bodenkundlichen Profilbeschreibung zur Schätzung des Steinbesatzes gebräuchlich ist (SCHLICHTING und BLUME, 1966). Zusätzlich zum Gesamtdeckungsgrad der Unkräuter wurde das Artenspektrum aufgenommen und der relative Anteil einzelner Arten an dem Gesamtdeckungsgrad ermittelt. Im Versuchsjahr 1969 erfolgte die Bonitur des Deckungsgrades der Unkräuter nach den Wertzahlen 1-9 (BOLLE, 1964). Weitere Unkrautbonituren konnten mit Ausnahme des Standorts 45 nicht durchgeführt werden, da die Versuche unmittelbar nach der ersten Bonitur einheitlich und kontinuierlich mechanisch unkrautfrei gehalten und gegebenenfalls vereinzelt wurden.

c) Auszählen des Rübenbestandes und Wachstumsbeobachtungen

Die Bestandesdichte der Rüben wurde durch Auszählen der Pflanzen (2 x 10 lfd. Meter je Parzelle) im Stadium D4 ermittelt. Die weitere Entwicklung des Rübenbestandes wurde bis zur Ernte regelmäßig beobachtet und der Zeitpunkt des Reihenschließens festgehalten. Kurz vor Reihenschluß erfolgte eine zweite Auszählung des Rübenbestandes (2 x 10 lfd. Meter je Parzelle).

d) Ernte

Für eine Ernte kamen nur Versuchsstandorte in Frage, die während der Vegetationsperiode keine störenden Einflüsse (z.B. ungleichmäßige Düngung) erkennen ließen. Die Ernte erfolgte von Hand. Die Rübenkörper wurden in unverschlossenen Plastiksäcken zum Laborwagen des Instituts für Zuckerrübenforschung Göttingen

(Standort Dormagen) transportiert, dort gründlich gewaschen, das Frischgewicht ermittelt und Probenmaterial für Qualitätsuntersuchungen tiefgefroren.

1.3.2. Gefäßversuche

1.3.2.1. Versuchsanlage

Die Wirksamkeit der Herbizide wurde in einem flugstaubfreien Standardboden und verschiedenen Testböden (Immissionsböden und Hochmoortorf) geprüft. Sämtliche mit einem bestimmten Herbizid behandelten Böden standen gleichzeitig im Versuch, um für alle Versuchsglieder gleichartige Umweltbedingungen zu gewährleisten. Es wurde mit vier arithmetisch abgestuften Konzentrationen je Herbizid und Boden und einer unbehandelten Kontrolle gearbeitet. Die für einen bestimmten Boden angewendeten Konzentrationen waren so bemessen, daß durch die Herbizidbehandlungen eine Verminderung des Pflanzenaufwuchses gegenüber der unbehandelten Kontrolle von etwa 20-80 % eintrat (Abb. 2). Diese Konzentrationsbereiche wurden für jeden Boden in Vorversuchen ermittelt. Die Vegetationsgefäße wurden zufällig, ohne Blockbildung, in einer Gewächshauskabine verteilt und täglich umgestellt. Die Zahl der Wiederholungen betrug fünf. Die Versuche mit den Herbiziden Pyrazon, Lenacil, Benzthiazuron, Noruron und C/C liefen jeweils in den Winterhalbjahren bei Zusatzbeleuchtung mit Quecksilberdampflampen. Die Lichtintensität in Pflanzhöhe betrug 11.000 Lux, die Temperatur ca. 20°C und die rel. Feuchte 60-80 %. Die übrigen Herbizide (Azolamid, Dalapon, Medinoterbacetat, Propham, Proximpham, Prynachlor und TCA) wurden in den Sommermonaten ohne Zusatzbeleuchtung und den Verhältnissen entsprechend bei stärker variierenden Klimawerten geprüft.

1.3.2.2. Versuchsdurchführung

a) Vorbereitung der Böden

Das erforderliche Bodenmaterial wurde im Freiland nach Entfernen der Pflanzendecke aus einer Schicht von 0-10 cm entnommen. Die Proben lagerten bis zum Versuchsbeginn im Freien unter einem Regenschutzdach in geöffneten Plastiksäcken. Um in den Sommermonaten eine starke Austrocknung zu vermeiden, wurden die Böden von Zeit zu Zeit befeuchtet.

Etwa eine Woche vor Anlage des Versuchs wurden die Böden auf einem Gewächshaustisch zum Trocknen flach ausgebreitet. Das Material wurde auf 2 mm abgeseibt und gleiche Gewichtsmengen eines Bodens in Vegetationsgefäße aus Plastik (20 x 20 x 6 cm) gefüllt. Dabei wurde der Boden von Hand leicht angedrückt, um eine größere Volumenänderung durch späteres Gießen weitgehend zu vermeiden. In Wäggläschen gefüllte Stichproben der Böden dienten zur Ermittlung des Wassergehaltes. Zur Nährstoffversorgung der Testpflanzen wurden jedem Vegetationsgefäß 0,6 g KNO_3 , 0,2 g KH_2PO_4 und 0,2 g K_2HPO_4 beigemischt.

b) Applikation der Herbizide

Die Böden wurden bis zur Applikation der Herbizide laufend mäßig feucht gehalten. Einen Tag vor der Herbizidapplikation wurde die Bodenfeuchte auf den Wert der dreifachen Hygroskopizität (3 Hy) eingestellt. In diesem Zustand war eine gute Mischbarkeit gegeben.

Zur Applikation der Herbizide wurde der Inhalt eines Vegetationsgefäßes ca. 1,5 cm flach in einer Plastikwanne ausgebreitet. Die erforderliche Herbizidmenge (formuliertes Präparat) wurde als wässrige Lösung bzw. Suspension in einem Volumen von 40 ml gleichmäßig auf den Boden pipettiert. Es folgte eine intensive Durchmischung von Hand (ca. 3 min.). Unter leichtem Andrücken wurden dann die Vegetationsgefäße zunächst bis 1 cm unter Oberkante wieder mit Boden gefüllt, und 24 Samenkörner der jeweili-

gen Testpflanze, die mit dem Fungizid Captan gebeizt waren, in drei Reihen ausgelegt. Die restliche Bodenmenge diente zur Saatgutabdeckung.

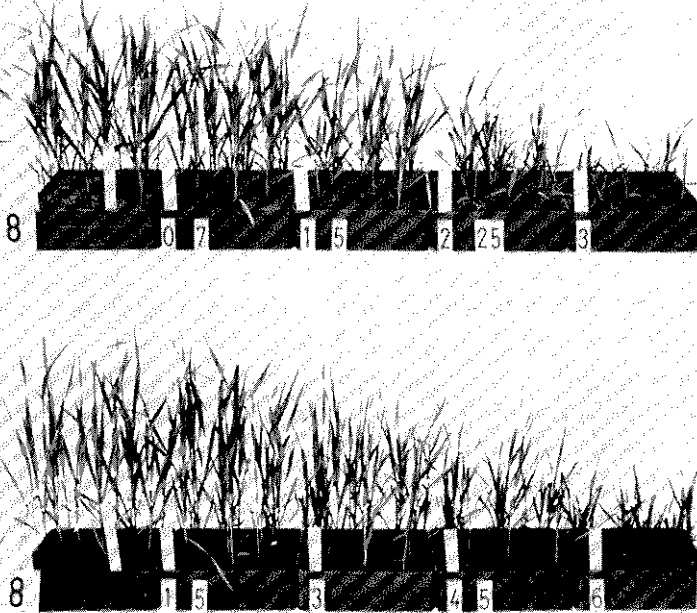


Abb. 2: Gefäßversuche zur Ermittlung der Wirksamkeit eines Herbizids in verschiedenen Böden.

Oben: Boden A (1,02 %C) 0; 0,7; 1,5; 2,25; 3,0 kg/ha TCA
Unten: Boden C (4,35 %C) 0; 1,5; 3,0; 4,5; 6,0 kg/ha TCA
Testpflanze: Avena sativa L.

c) Wasserversorgung der Vegetationsgefäße

Die Vegetationsgefäße wurden anschließend mehrmals leicht über-
gegossen und nach etwa 6 Stunden der gewünschte Feuchtigkeits-
zustand durch Wägen eingestellt. Um den Pflanzen in den ver-
schiedenen Böden vergleichbare Wasserverhältnisse zu bieten,
wurde folgendermaßen vorgegangen: Ausgangsbasis für die Berech-
nung des pflanzenverfügbaren Wassers war die zweifache Hygros-
kopizität ($2 H_y$) der Böden. Diese Wassersättigung entspricht
etwa dem permanenten Welkepunkt (DÖRTER, 1961). Zusätzliche
Wassergaben können als pflanzenverfügbar oder in Bezug auf die
Wirkung von Bodenherbiziden als "effective water content"
(GREEN und OBIEN, 1969) bezeichnet werden.

Geht man von einer Wassersättigung aus, die 60 % der maximalen
Wasserkapazität (WK_{max}) eines Bodens entspricht, so ist Ge-
samtwasser minus $2 H_y$ = verfügbares Wasser je Vegetationsgefäß.
Wird diese verfügbare Wassermenge des einen Bodens einheitlich
bei allen Böden zu dem Grundwert von $2 H_y$ addiert, so erreicht
man in etwa gleichwertige Wasserverhältnisse in allen Böden. In
der Tabelle 6 ist der Rechengang an einem Beispiel erläutert.

Die vier Böden weisen die in Zeile (4) der Tabelle 6 angegebene
maximalen Wasserkapazitäten (WK_{max}) auf. Bei einer WK_{max}
von 60 % sind je Vegetationsgefäß die in Zeile (5) aufgeführten
Wassermengen in den einzelnen Böden vorhanden. Zieht man hier-
von die zweifache Hygroskopizität ab, resultieren in Zeile (7)
ungleiche Mengen verfügbaren Wassers je Gefäß. In Zeile (8)
sind die Wassermengen angegeben, die unter Berücksichtigung un-
terschiedlicher Volumina (1) je Gefäß zu geben sind, wenn die
Wasserverhältnisse des Bodens (D) bei 60 % WK_{max} in allen Bö-
den erreicht werden sollen. Werden hierzu $2 H_y$ in allen Böden
addiert, so ergeben sich in Zeile (10) die Gesamtwassermengen
je Gefäß. Werden diese in Relation zur WK_{max} (3) gesetzt, so
resultieren numerisch ungleiche (11), aber physiologisch
gleichwertigere Größen als im Fall (5).

Tabelle 6: Berechnung äquivalenter pflanzenverfügbaren Wassermengen je Vegetationsgefäß bei vier verschiedenen Böden. Weitere Erläuterungen s. Text

	Boden D	Boden C	Boden A	Boden F	Zeile
Bodenvolumen/Gefäß	1950 ml	1930 ml	2085 ml	1880 ml	(1)
Trockengewicht/Gefäß	1463 g	1856 g	2244 g	300 g	(2)
Wasser/Gefäß bei WK_{max}	1047 g	924 g	918 g	1740 g	(3)
dies entspricht	71,6 Gew. %	49,8 Gew. %	41,0 Gew. %	580,0 Gew. %	(4)
=====					
Wasser/Gefäß bei 60 % WK_{max}	628 g	555 g	551 g	1044 g	(5)
abzügl. 2 Hy	357 g	254 g	182 g	531 g	(6)
=====					
verfügb. Wasser/Gefäß	271 g	301 g	369 g	513 g	(7)
=====					
verfügb. Wasser/Gefäß (äquivalente Mengen)	271 g	268 g	290 g	261 g	(8)
zuzügl. 2 Hy	357 g	254 g	182 g	531 g	(9)
=====					
Wasser/Gefäß	628 g	522 g	472 g	792 g	(10)
dies entspr. einer WK_{max} von	60,0 Gew. %	56,5 Gew. %	51,4 Gew. %	45,5 Gew. %	(11)
=====					

Mit den in Zeile (11) angegebenen Werten wurden die Versuche durchgeführt. Die Einstellung der Wassersättigung erfolgte täglich durch Wiegen.

d) Fungizidbehandlung und Vereinzeln der Testpflanzen

Bei Senf war es erforderlich, die Pflanzen einen Tag nach dem Auflaufen zum Schutz gegen Umfallkrankheiten mit Zineb zu behandeln. Nach vollständiger Entwicklung der Keimblätter erfolgte eine Vereinzelnung auf 12 (Senf) bzw. 18 (Hafer) gleichmäßig entwickelter Jungpflanzen je Gefäß.

e) Ernte und Trockengewichtsbestimmung

21 Tage nach dem Auflaufen wurden die oberirdischen Teile der Pflanzen geerntet und eine Trockengewichtsbestimmung vorgenommen. Die Trocknung erfolgte zunächst 24 Std. bei 80°C, anschließend 48 Std. bei 105°C. Das Wägegut wurde danach im Exsikkator abgekühlt und auf der Analysenwaage gewogen.

1.4. Laboruntersuchungen

1.4.1. Bodenuntersuchungen

1.4.1.1. Vorbereitung der Proben

Nach Entnahme von 20-25 Einzelproben je Standort aus dem A_P-Horizont (0-10 cm Tiefe) wurde der Boden intensiv von Hand durchgemischt und eine Mischprobe weiterverarbeitet. Es folgte zunächst eine Trocknung in einem Laborraum bei 60 % r.F. und 21 ± 1°C. Während der Trocknungszeit von 14 Tagen wurden die Böden in einem angetrockneten Zustand auf 2 mm abgesiebt. Die Einzeluntersuchungen liefen, soweit nicht anders angegeben, mit vierfacher Wiederholung.

1.4.1.2. Einzeluntersuchungen

a) Maximale Wasserkapazität

Mit Boden gefüllte Vegetationsgefäße (B.1.3.2.2.) wurden in Untersetzer von MITSCHERLICH-Gefäßen gestellt. Der Gefäßboden wies neun Löcher (\varnothing 10 mm) auf und war mit einer Scheibe Fließpapier ausgelegt. In die Untersetzer wurde langsam Wasser gegeben. Nach Anstau des Wassers über die Bodenoberfläche wurden die Gefäße mit einem passenden Plastikdeckel versehen und für 10 Std. auf ein mit Fließpapier abgedecktes, feuchtes Sandbett gestellt. Anschließend wurde gewogen und die gegen die Schwerkraft gehaltene Wassermenge in Relation zum Bodentrockengewicht berechnet.

b) Bodenfeuchtigkeit

Mit Boden gefüllte Wägegläser wurden 12 Std. bei 105°C im Trockenschrank aufbewahrt, anschließend im Exsikkator über P_2O_5 abgekühlt und gewogen.

c) Glühverlust

Nach Bestimmung der Bodenfeuchtigkeit wurden die Bodenproben in Porzellantiegel überführt und 6 Std. bei 600°C im Muffelofen ge-
glüht, danach im Exsikkator über P_2O_5 abgekühlt und anschließend gewogen.

d) Hygroskopizität

Angefeuchtete Proben wurden in einem Exsikkator über gesättigter Na_2SO_4 -Lösung (>65 g $\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}/100$ ml) bei 20 Torr und 25°C zwei Wochen lang entwässert. Danach wurde die Bodenfeuchtigkeit wie unter 1.4.1.2.b bestimmt. Diese Untersuchung erfolgte mit sechs Wiederholungen.

e) Volumengewicht

Mittels Stechzylindern (100 ml, h = 4 cm) aus Vegetationsgefäßen (B.1.3.2.2.) entnommene Bodenproben wurden 12 Std. bei 105°C getrocknet, anschließend im Exsikkator über P₂O₅ abgekühlt und gewogen.

f) Kohlenstoff

Im Prinzip handelte es sich um die oxydimetrische Lichterfelder-Methode (SCHLICHTING und BLUME, 1966). Entsprechend den von KICK (1963) bei der nassen Oxydation von Braunkohle gemachten Erfahrungen waren die Bodeneinwaagen so bemessen, daß maximal die Hälfte des zugesetzten Kaliumdichromats verbraucht wurde. Die Böden waren fein gemörsert.

g) pH-Wert

Die Messung erfolgte elektrometrisch mit einer Glaselektrode in 0,1 n KCl (SCHLICHTING und BLUME, 1966).

1.4.2. Adsorptionsuntersuchungen

Von den im Gefäßversuch (B.1.3.2.) geprüften Herbiziden wurde Propham für weitergehende Adsorptionsstudien ausgewählt.

1.4.2.1. Adsorbentien

a) Böden

Es handelte sich um einen flugstaubfreien Standardboden und um verschiedene Testböden (Immissionsböden und Hochmoorherkünfte). Aus einem Boden (D) wurde eine Fraktion (>0,4 mm) durch Sieben und Flotation in Wasser isoliert. Die in dieser Fraktion noch enthaltenen Unkrautsamen, Pflanzenreste und glänzenden, schwarzen Hohlkugeln wurden von Hand ausgelesen. Die verschiedenen

Hochmoorherkünfte wurden auf Grund ihres unterschiedlichen Zersetzungsgrades ausgewählt (s. Tabelle 7).

Tabelle 7: Zersetzungsgrad und C-Gehalt der Hochmoorherkünfte⁺

	"München" Rosenheimer Becken	"Oldenburg" Gemeinde Wardenburg	"Bremen" Kolbecks- moor
Zersetzungsgrad (v. POST)	1	3	7-8
C-Gehalt (%)	52,2	52,5	60,1

+)
Für die Überlassung der Probe "München" danke ich Herrn Reg. Dir. Dr. A. Süß, Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, München.
Die Probe "Bremen" stellte freundlicherweise Herr Prof. Dr. Kuntze, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Außenstelle für Moorforschung Bremen, zur Verfügung.

b) Flugstaub

Von den Komponenten des Braunkohlenflugstaubs wurden Braunkohle, Braunkohlenkoks und Braunkohlenasche in die Untersuchungen einbezogen. Die C-Gehalte und einige weitere Eigenschaften der Substanzen sind in den Tabellen 8 und 9 aufgeführt.

Tabelle 8: Einige Eigenschaften der verwendeten Braunkohle und der Braunkohlenkokse ⁺⁾

	Braunkohle 23/135	Feinkoks 93/87	Flugkoks FORTUNA-NORD > 0,315 mm
C % ⁺⁺⁾	68,9	99,1	92,8
N u. O % ⁺⁺⁾	25,94	0,68	6,26
Spez. Oberfl. m ² /g	2,54	225,30	468,00

+) Die Proben und die Daten wurden freundlicherweise von Herrn Dr. Kurz, Forschungsstelle der RHEINBRAUN AG, zur Verfügung gestellt.

++)bezogen auf die wasser- und aschefreie Substanz

Tabelle 9: C-Gehalte der Braunkohlenaschen ⁺⁾

	RWE Niederaußen	RWE Niederaußen geglüht	FORTUNA-NORD < 0,4 mm
C _{organ.} %	1,14	0,12	10,72
C _{CO₃} %	1,09	1,08	0,51

+) Für die Ermittlung der C-Gehalte mit dem WÖSTHOFF-Gerät danke ich Herrn Reg. Dir. Dr. Langner, Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz des Landes NW, Essen.

c) Modellsorbentien

Als Modell- bzw. Vergleichssorbentien galten zwei Aktivkohle-
typen und ein Ruß. Das Ursprungsmaterial und die spezifische
Oberfläche der Sorbentien sind der Tabelle 10 zu entnehmen.

Tabelle 10: Ursprungsmaterial und spezifische Oberfläche der
Modellsorbentien ⁺⁾

	Aktivkohle BKC 1-3	Aktivkohle z.A. MERCK Nr. 2186	Ruß Corax 6
Ursprungsmaterial	Steinkohle	pflanzlich	Steinkohlenteer
Spez. Oberfl. m ² /g	1100	800	100

+) Für die Proben und die Daten danke ich der Bergbauforschung
in Essen, der E. MERCK AG in Darmstadt und der DEGUSSA in
Kalscheuren.

1.4.2.2. Gleichgewichtsbedingungen

Als Reaktionsgefäße dienten 100 ml Zentrifugenbecher. Die Sor-
bentien waren luftgetrocknet, gemörsert und auf 0,1 mm abge-
siebt. Da die Genauigkeit der Adsorptionsmessung von der Höhe
der Konzentrationsänderung im System abhängig ist (GREEN und
YAMANE, 1970), wurden für die verschiedenen Sorbentien jeweils
unterschiedliche Einwaagen gewählt. Dies entspricht dem metho-
dischen Vorgehen von HANCE (1965), WALKER und CRAWFORD (1968)
u.a.. Die Einwaagen je Adsorbens, die zwischen 0,002 und 5 g
lagen, waren jeweils bei allen Herbizidkonzentrationen konstant
und beziehen sich auf ofentrockenes Probenmaterial. Die Herbi-
zidkonzentrationen betragen 0, 2, 4, 8, 16 und 32 ppm Protham
(technisch rein) in 0,02 n CaCl₂. In Vorversuchen wurden
die Adsorbensmengen ermittelt, die im Reaktionsgefäß eine etwa
50 %ige Konzentrationsverminderung hervorrufen.

Tabelle 11: pH-Werte in den Prophamlösungen nach zwölfstündigem Schütteln mit verschiedenen Sorbentien

Adsorbens	pH-Wert
Boden A	6,76
Boden B	7,28
Boden C	7,38
Boden D	7,52
Boden E	7,42
Boden D > 0,4 mm	6,90
Boden F (Hochmoor "Oldenburg")	3,73
" "München"	3,11
" "Bremen"	4,36
Braunkohle	4,52
Feinkoks	7,15
Flugkoks FORTUNA NORD > 0,315 mm	7,90
Braunkohlenasche RWE	7,15
" " geglüht	7,65
Braunkohlenasche FORTUNA NORD < 0,4 mm	7,85
Aktivkohle BKC 1-3	6,82
" MERCK Nr. 2186	6,52
Ruß Corax 6	6,22

Zu den Sorbentien wurden jeweils 50 ml Prophamlösung der einzelnen Konzentrationen in die Reaktionsgefäße pipettiert. Bei Braunkohle und Ruß war es erforderlich, die Sorbentien zunächst mit einigen Tropfen Herbizidlösung anzuteigen, bevor die gesamte Flüssigkeit in die Zentrifugenbecher gegeben werden konnte. Bei Braunkohlenasche als Adsorbentien wurde die alkalische Reaktion mit einigen Tropfen konz. HCl zum Neutralbereich hin verschoben. Die Zentrifugenbecher wurden 12 Std. bei $21 \pm 1^{\circ}\text{C}$ horizontal geschüttelt (ca. 100 Hübe/min). Danach wurde bei Böden und Aschen abzentrifugiert (20 min mit einer Laborzentrifuge bei 3000 U/min) und der Überstand dekantiert. Bei

Aktivkohlen, Ruß, Koksen und Braunkohle mußte filtriert werden (Whatman Filter No. 42). An den Überständen bzw. Filtraten wurde der pH-Wert gemessen (Tabelle 11) und an aliquoten Teilen die Prophamkonzentration bestimmt. Je Adsorbens und Herbizidkonzentration wurde mit dreifacher Wiederholung gearbeitet.

1.4.2.3. Analytik

Der Analysengang entsprach weitgehend der Methode von GARD und FERGUSON (1964) für Propham. Nach alkalischer Hydrolyse wurde das freigesetzte Anilin mit scharfer Flamme in vorgelegte HCl überdestilliert. Die Vorlage wurde dabei mit Eis gekühlt. Das Destillat wurde in 50 ml Meßkölbchen überführt und mit 1 ml 2 %iger Natriumnitritlösung diazotiert. 20 min später erfolgte eine Zerstörung des überschüssigen Nitrits mit 1 ml 10 %iger Amidosulfonsäure. Als Kupplungsreagenz dienten 5 ml einer 2 %igen N-(1-Naphthyl)-äthylendiamin-dihydrochlorid-Lösung. Nach einer Reaktionszeit von 90 min wurde mit H₂O bis zur Marke aufgefüllt und die Extinktion im Kolorimeter bei 560 nm gegen Wasser gemessen. Aus einer Eichkurve, die mit Propham aufgestellt wurde, konnte die Wirkstoffkonzentration abgelesen werden. Von diesem Wert mußte noch der Blindwert des Adsorbens abgezogen werden. Mit diesem bereinigten Analysenwert für den aliquoten Teil wurde auf ein Volumen von 50 ml umgerechnet.

1.4.2.4. Ermittlung der FREUNDLICHschen Adsorptionsisothermen

Als adsorbiert wurde die Wirkstoffmenge angesehen, die sich nach dem Schütteln als Differenz zwischen der Ausgangskonzentration und der Gleichgewichtskonzentration ergab. Die adsorbierten Wirkstoffmengen wurden in µg je g Adsorbens umgerechnet und in einem doppelt-logarithmischen Koordinatennetz über den zugehörigen Gleichgewichtskonzentrationen abgetragen. Eine durch die Meßpunkte bei verschiedenen Gleichgewichtskonzentrationen gelegte Gerade ergibt die FREUNDLICHsche Adsorptions-

isotherme für ein Adsorbens (Anhangsabb. III). Die Gleichung für diese Gerade lautet:

$$\log \frac{x}{m} = \log k + \frac{1}{n} \cdot \log C \quad (\text{FREHSE, 1970}).$$

In der Gleichung ist

$\log \frac{x}{m}$ die adsorbierte Wirkstoffmenge in μg je g Adsorbens

$\log k$ der Ordinatenabschnitt einer durch die Meßpunkte gelegten Geraden

$\frac{1}{n}$ der Anstieg dieser Geraden und

$\log C$ die Gleichgewichtskonzentration im Reaktionsgefäß.

Aus der Lage und dem Anstieg der FREUNDLICHschen Adsorptionisothermen lassen sich Rückschlüsse auf die Sorptionseigenschaften der untersuchten Substanzen ziehen.

1.5. Statistische Auswertung der Versuchsergebnisse

Die Rechenarbeiten wurden, soweit nicht anders angegeben, im Rechenzentrum Bonn der Gesellschaft für Mathematik und Datenverarbeitung auf der Anlage IBM 370 durchgeführt.

a) Freilandversuche

Die Zielgrößen Bestandsdichte vor und nach dem Vereinzeln, Rüben-ertrag, Zuckerertrag und bereinigter Zuckerertrag eines Versuches wurden varianzanalytisch verrechnet. Zur statistischen Sicherung der Differenzen zwischen den Mittelwerten wurde aus konventionellen Gründen der multiple t-Test herangezogen. Die Grenzdifferenzen (GD) wurden (entsprechend MUDRA, 1958) nach folgender Formel errechnet:

$$GD = t \cdot s_d = t \cdot \sqrt{\frac{2 \cdot s_R^2}{n}}$$

Da die Dosierungen der einzelnen Herbizide auf den verschiedenen Standorten, bedingt durch deren unterschiedlichen C-Gehalt, nicht immer identisch waren, konnten die Grenzdifferenzen zwischen den Standorten und zwischen den Jahren nicht ermittelt werden.

b) Gefäßversuche

Als Kriterium für die Wirkung eines Herbizids auf Testpflanzen wurde die Verminderung der Trockengewichtsproduktion gegenüber Unbehandelt herangezogen. Die Dosis-Wirkungs-Kurven der einzelnen Böden wurden mit den bei verschiedenen Aufwandmengen der Herbizide ermittelten Pflanzentrockengewichten als Polynom 3. Grades berechnet. Die Herbiziddosis, bei der eine 50 %ige Verminderung der Trockengewichtsproduktion (ED_{50}) eintritt, wurde iterativ mit einem programmierbaren Tischrechner (OLIVETTI Programm 101) ermittelt.

Unabhängig vom Verlauf der Dosis-Wirkungs-Kurven sind die relativen Wirksamkeiten "R" (nach FINNEY, 1952) eines Herbizids in verschiedenen Böden jeweils für die ED_{50} -Werte berechnet worden. Die relativen Wirksamkeiten sind in Prozent und mit einer unteren " R_u " und einer oberen " R_o " Vertrauensgrenze angegeben ($\alpha=0,05$).

c) Berechnung der Beziehungen zwischen verschiedenen Bodenkennwerten

Die Beschreibung der Zusammenhänge zwischen dem C-Gehalt als unabhängige Variable und den übrigen Bodenkennwerten als abhängigen Variablen erfolgte über den Ansatz eines Polynoms 4. Grades mit Berechnung der Komponenten der Regression und ihre Prüfung auf Signifikanz im t-Test. Durch Transformationen wurde versucht, lineare Beziehungen zu finden. Die Signifikanzprüfungen sind dann mit den transformierten Werten durchgeführt worden.

2. Ergebnisse

2.1. Charakterisierung der Böden im Untersuchungsgebiet

Die Eigenschaften der Böden mußten im Rahmen der Untersuchungen erst ermittelt werden. Die Daten werden daher hier als Ergebnisse mitgeteilt. Es handelt sich um die wichtigsten Bodeneigenschaften der für Freilandversuche vorgesehenen Standorte und der für die Gefäß- und Laborversuche herangezogenen Bodenproben.

2.1.1. Kohlenstoffgehalt der Böden

Auf Grund des hohen Anteils an Brennbarem im Braunkohlenflugstaub kann der Kohlenstoffgehalt eines Bodens im Immissionsgebiet als ein Indikator für die Kontamination des Bodens mit Braunkohlenflugstaub gelten (LANGNER, 1969). Eine Herausstellung des Kohlenstoffgehaltes der Böden erschien weiterhin dadurch gerechtfertigt, daß der organischen Substanz allgemein im Zusammenhang mit der Wirkung von Bodenherbiziden eine entscheidende Rolle zukommt.

Die Kartierung des Kohlenstoffgehaltes einiger Böden (Abb. 3 und 4) vermittelt einen Eindruck von der Verbreitung der Immissionen in zwei Räumen des rheinischen Braunkohlenreviers. Die höchsten Kohlenstoffgehalte (10,44 bzw. 11,25 %) waren in unmittelbarer Nähe von ehemaligen Emittenten anzutreffen. Mit wachsender Entfernung von den Emittenten nahm der Kohlenstoffgehalt an den beiden Standorten ab. In Neurath war ein vergleichsweise rascher Rückgang des Kohlenstoffgehaltes zu beobachten, während an dem Standort Hürth-Frechen ein allmähliches Abklingen erfolgte.

Die Herausbildung derart unterschiedlicher Immissionstypen dürfte in erster Linie auf die Geländeform und die Lage der Rauchquellen zurückzuführen sein. In Neurath lag eine der Brikkettfabriken tiefer als das umgebende Gelände, während in

Hürth-Frechen Großrauchquellen auf der Ville standen und das Gelände weit nach NO abfiel. Auf immissionsfreien Standorten, ca. 6000 m nördlich Neurath, wurden C-Gehalte zwischen 0,96 und 1,06 % ermittelt (vgl. Anhangstabellen V und VI).

2.1.2. Beziehung zwischen dem Kohlenstoffgehalt und weiteren Bodenkennwerten

Neben dem Kohlenstoffgehalt können weitere Bodenkennwerte das Verhalten von Herbiziden im Boden bestimmen. Es kommt daher der Frage Bedeutung zu, ob diese Parameter in den mit Braunkohlenflugstaub kontaminierten Böden verändert sind, d. h. ob Beziehungen zwischen diesen Kennwerten einerseits und dem Kohlenstoffgehalt der Böden andererseits bestehen. Von speziellem Interesse sind in diesem Zusammenhang die Kationenaustauschkapazität, der Tongehalt und der pH-Wert. Allgemein interessieren daneben der Nährstoff- und der Wasserhaushalt der Immissionsstandorte.

Die in diesem Abschnitt mitgeteilten statistischen Beziehungen basieren auf dem Datenmaterial von Versuchsstandorten (Anhangstabelle V) und, soweit es sich um die Kenngrößen C-Gehalt, Glühverlust, Wassergehalt des lufttrockenen Bodens und pH-Wert handelt, auf zusätzlichen Daten von weiteren Bodenproben aus den Räumen Neurath und Hürth-Frechen.

Ein Teil der Beziehungen wurde nicht statistisch analysiert, da einige Bodenkennwerte offenbar in keinerlei Abhängigkeitsverhältnis zum C-Gehalt standen. Hierzu gehören die Gehalte an Fein- und Mittelschluff, P_2O_5 , K_2O , lösli. N und die Salzkonzentration (Anhangstabelle V). Der Tongehalt verhielt sich bei den Versuchsstandorten ebenfalls indifferent, während er bei dem Bodenspektrum, das für Gefäß- und Laborversuche ausgewählt wurde, mit steigendem C-Gehalt abnahm (Anhangstabelle VI). Die Errechnung einer Korrelation zwischen dem C-Gehalt und dem C/N-Verhältnis ist gegenstandslos, da der N-Gehalt der Böden praktisch als eine Konstante angesehen werden kann.

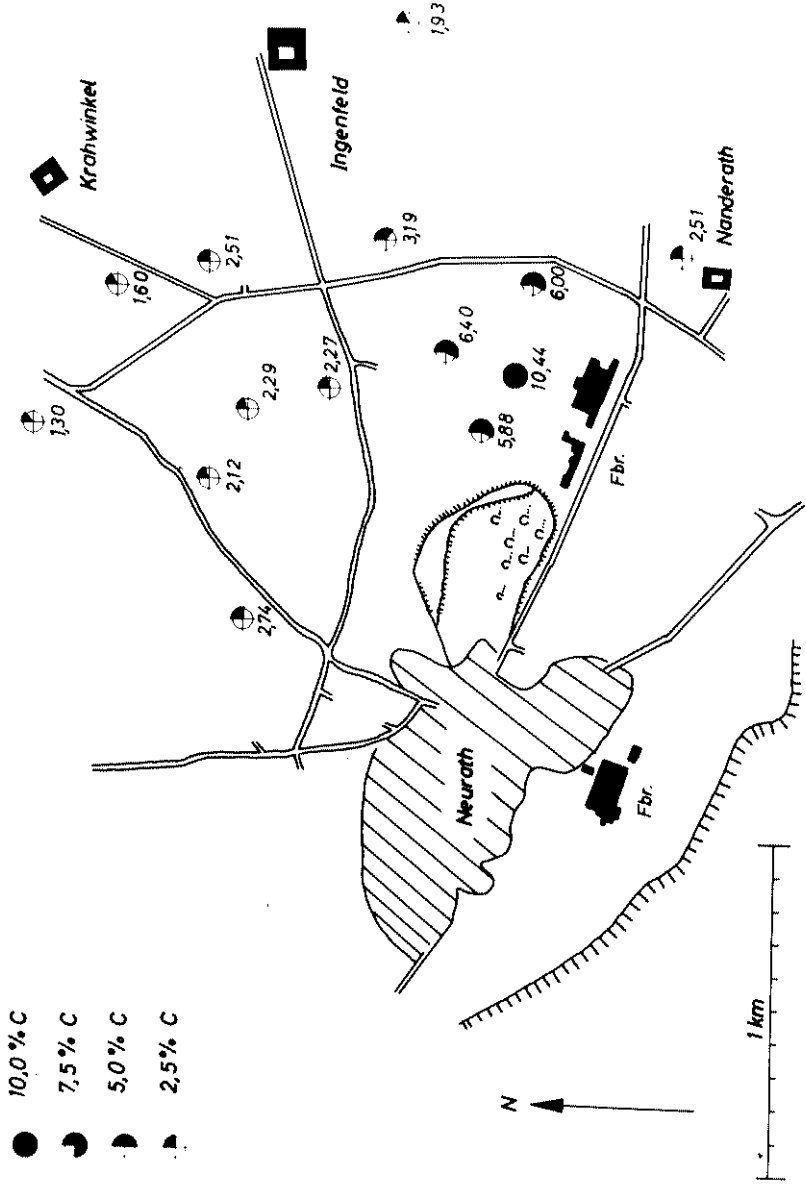


Abb. 3: Kohlenstoffgehalt einiger Böden im Raum Neurath. Die zwei ehemaligen Brikettfabriken sind eingezeichnet.

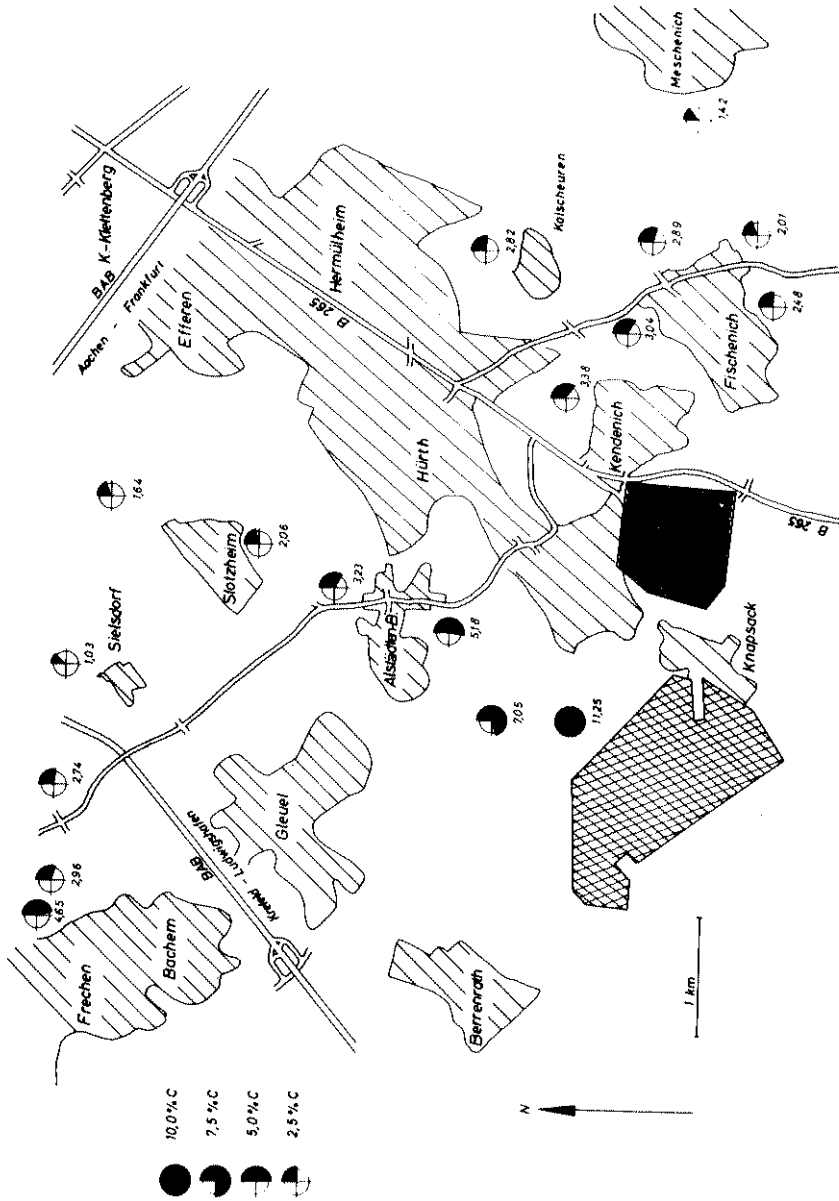


Abb. 4: Kohlenstoffgehalt einiger Böden im Raum Hürth-Frechen. Westlich Knappsack liegen ein Großkraftwerk und eine Brikettfabrik.

Eine lineare Regression bestand zwischen dem Kohlenstoffgehalt der Böden und ihrem Wassergehalt im lufttrockenen Zustand (Anhangstabelle VII, 1). Am Beispiel eines geringeren Stichprobenumfangs (Anhangstabelle VI) ergab sich weiterhin eine Zunahme der maximalen Wasserkapazität und der Hygroskopizität mit steigendem Kohlenstoffgehalt der Böden.

Bei den Regressionen zwischen dem C-Gehalt und den Parametern pH-Wert, T-Wert, Mg und CaCO_3 konnte eine Linearität erst nach einer logarithmischen Transformation der Meßwerte erreicht werden (Anhangstabelle VII).

Ergänzend wurde der Zusammenhang zwischen Glühverlust und Kohlenstoffgehalt, der zu erwarten war, statistisch analysiert. Es zeigte sich, daß die Regression am besten durch ein Polynom 2. Grades der logarithmisch transformierten Meßwerte beschrieben werden konnte (Anhangstabelle VII, 1). Daraus ließe sich bei dem großen Stichprobenumfang die allgemeine Schlußfolgerung ableiten, daß bei diesen speziellen Bodenverhältnissen keine lineare Beziehung zwischen C-Gehalt und Glühverlust besteht.

Zur Charakterisierung der mit Braunkohlenflugstaub kontaminierten Böden ist abschließend hervorzuheben, daß in ihnen einige für die Wirkung von Herbiziden wichtige Kennwerte (C-Gehalt, Kationenaustauschkapazität und pH-Wert) sowie die Gehalte an Magnesium und Calciumcarbonat durch die Immissionen erhöht wurden. In den Böden sind weiterhin einige hydrologische Kennwerte und das C/N-Verhältnis verändert. Ohne Einfluß schienen die Immissionen dagegen auf die Gehalte an Fein- und Mittelschluff sowie die wichtigsten Pflanzennährstoffe (Ausnahme Mg) zu sein.

2.2. Wirkung gestaffelter Herbiziddosierungen in Böden mit unterschiedlichem Kohlenstoffgehalt

2.2.1. Freilandversuche in Zuckerrübenbeständen

Die Versuche waren auf praxisüblich bewirtschafteten Zuckerrübenflächen, die sich in ihrem C-Gehalt unterschieden, angelegt worden. Die Applikation der Herbizide erfolgte im Voraufverfahren und die Bonitur der Unkrautwirkung im Stadium D4 der Zuckerrüben. Der Einfluß der Herbizidbehandlungen auf die Kulturpflanze wurde durch Bestandsauszählungen, Blattmessungen, Bonitur des Deckungsgrades und Ernteerhebungen ermittelt.

2.2.1.1. Unkrautwirkung

Die Darstellung der Ergebnisse wird getrennt nach Versuchsjahren vorgenommen, da die Unkrautwirkung der Herbizide eine starke Abhängigkeit von der Jahreswitterung zeigte.

a) Versuchsjahr 1969 ⁺⁾

Im Jahr 1969 wurden die verschiedenen Standorte mit der gleichen Dosis eines Herbizids behandelt. In der Anhangstabelle III, 1 sind die Aufwandmengen der Wirkstoffkombinationen P/P/N und P/M den Dosierungsstufen I, II oder III zugeordnet worden. Für Pyrazon liegt die Aufwandmenge über der zugelassenen, da auf Grund von Vorversuchen angenommen werden mußte, daß die Standorte eine höhere Aufwandmenge benötigen würden.

Durch Behandlung mit Pyrazon konnte der Unkrautdeckungsgrad gegenüber der Kontrolle auf vier Standorten vermindert werden, während auf Standort 42 praktisch keine Reduzierung erreicht wurde (Tabelle 12).

⁺⁾ Im Versuchsjahr 1969 erfolgten Versuchsanlage und Bonitur der Unkrautwirkung vom damaligen Leiter des Instituts für Unkrautforschung, Herrn Leitenden Direktor und Professor Dr. H. Orth.

Tabelle 12: Deckungsgrad des Unkrauts im Versuchsjahr 1969
(Wertzahlen 1-9).

Standort Nr.	% C	Deckungsgrad			
		Kontr.	Pyrazon	P/P/N	P/M
41	1,60	7,0	5,3	2,3	3,8
36	2,74	7,5	5,7	2,6	1,7
38	3,38	7,0	4,7	2,1	1,8
42	4,75	8,1	8,3	5,2	6,0
37	6,00	7,5	6,6	3,8	3,5

Demgegenüber war es mit P/P/N möglich, den Deckungsgrad auf allen Standorten unter die Werte der Kontrolle und die der Pyrazonbehandlung zu senken. P/M zeigte ebenfalls auf allen Standorten günstigere Wirkung als Pyrazon. Ein Vergleich dieser Kombination mit P/P/N fällt auf den Standorten 36 und 38 zugunsten von P/M aus, während auf den Standorten 41 und 42 P/P/N überlegen war. Auf dem Standort 37 wirkten beide Wirkstoffkombinationen nahezu gleich.

Eine Analyse der Unkrautflora in den Behandlungen (s. Anhangstabellen VIII,1-5) läßt erkennen, daß Pyrazon und P/P/N besonders Matricaria chamomilla einzuschränken vermögen (Standorte 36 und 38). Dagegen wurde diese Art von P/M auf den Standorten 41, 36 und 38 nur sehr schlecht bekämpft. Auf Standort 42 konnte mit P/M ein relativ guter Bekämpfungserfolg gegen Matricaria chamomilla erzielt werden. Veronica spp. wurden von den Wirkstoffkombinationen allgemein schlechter bekämpft als von Pyrazon. Auf Standort 41 wirkte P/M relativ besser gegen Veronica spp. als P/P/N.

Über die Gräserwirkung der Herbizide lassen sich keine endgültigen Aussagen machen, da auf den Standorten zusätzliche Behandlungen mit dem Spezialherbizid Diallat im Vorsaatverfahren erfolgt waren. Unter dieser Einschränkung ist festzustellen,

daß sämtliche Herbizide auf Standort 38 Alopecurus myosuroides völlig zurückdrängten und auf Standort 36 nur P/P/N und P/M eine gleich gute Wirkung zeigten.

Zusammenfassend kann für das Versuchsjahr 1969 gesagt werden, daß P/P/N und P/M den Deckungsgrad des Unkrauts stärker verminderten als Pyrazon. Unter den gegebenen Voraussetzungen erreichten die Herbizide die geringste Wirkung auf den Standorten 42 und 37 (Ausnahme P/M auf Standort 37). Es handelte sich hierbei um die Standorte mit den höchsten Kohlenstoffgehalten von 4,75 resp. 6,00 %. Vergleichsweise ungünstig fiel die Unkrautwirkung auf Standort 41 aus, obwohl es der Boden mit dem geringsten Kohlenstoffgehalt war. Ein in diesem Fall möglicherweise vorliegender Witterungseinfluß wird noch zu erörtern sein.

b) Versuchsjahr 1970

Auf Grund der im Versuchsjahr 1969 gemachten Erfahrung mit der unterschiedlichen Wirkung von Herbiziden auf verschiedenen Standorten wurde ab 1970 gestaffelt nach dem Kohlenstoffgehalt des Bodens dosiert (s. Anhangstabelle III). Bei der Festlegung der Aufwandmengen wurden die Angaben der Hersteller in den Gebrauchsanweisungen, die Ergebnisse des Vorjahres und Ergebnisse aus Vorversuchen im Gewächshaus berücksichtigt. Aus den Dosierungen für verschiedene C-Gehalte resultierte die "Dosierungskurve" (s. Abb. 1). Zusätzlich zu diesen (mittleren) Aufwandmengen wurden je Standort zwei weitere Aufwandmengen der Präparate P/P/N und P/M eingesetzt, um die optimale Dosierung für einen Standort feststellen zu können. Für Pyrazon wurde eine Aufwandmenge je Standort beibehalten, da Ergebnisse aus Gefäßversuchen (B.2.2.2.1.) erkennen ließen, daß dieses Herbizid auf Immissionsstandorten nur bei stark überhöhten und damit unwirtschaftlichen Aufwandmengen ausreichend wirkte. Um Anhaltspunkte über die Wirkung unter Freilandbedingungen zu bekommen, genügte eine Aufwandmenge je Standort, die ebenfalls je nach C-Gehalt verändert wurde.

Um Aussagen über die Wirkung der Herbizide auf immissionsfreien Standorten machen zu können, wurde als Vergleichsfläche Standort 14 (Deelen, Kreis Grevenbroich) in die Untersuchungen einbezogen. Die Fläche lag östlich des Immissionsgebietes Neurath und ist in der Bodenkarte genau wie die Neurather Standorte als Braunerde hoher Basensättigung aus LÖß und als Lehmboden ausgewiesen (ANONYM, 1955 und 1958).

Die Bonitur der Unkrautwirkung erfolgte wiederum nach dem Deckungsgrad, jedoch wurden die Schätzwerte nicht wie 1969 in Wertzahlen transformiert. Auf diese Weise treten die Wirkungsunterschiede im Bereich niedriger Deckungsgrade deutlicher hervor. Der Wirkungsgrad einer Herbizidbehandlung (Tabelle 13) ergibt sich aus der Verminderung des Unkrautdeckungsgrades gegenüber der unbehandelten Kontrolle. Die absoluten Werte der Deckungsgrade sind in der Anhangstabelle VIII aufgeführt.

Die mittleren Aufwandmengen von P/P/N und P/M zeigten auf allen sieben Standorten des Versuchsjahres 1970 höhere Wirkungsgrade als Pyrazon. P/M hatte seinerseits vielfach eine bessere Wirkung als P/P/N. Damit wurden auch bei gestaffelten Dosierungen die gleichen Unterschiede zwischen den Herbiziden wie im Versuchsjahr 1969 gefunden.

Die niedrigen Aufwandmengen von P/P/N und P/M wiesen mit Ausnahme des Standorts 17 auch geringere Wirkungsgrade als die mittleren Aufwandmengen auf. Alle niedrigen Aufwandmengen des P/M wirkten besser als Pyrazon. Dasselbe galt für P/P/N mit Ausnahme von Standort 14. Bei den höheren Aufwandmengen trat eine nennenswerte Wirkungssteigerung nur bei P/P/N auf den Standorten 10 und 17 ein.

Bezüglich der Einschränkung einzelner Unkräuter durch die Herbizidbehandlungen ist eine eindeutige Aussage nur in wenigen Fällen möglich. Gegenüber Matricaria chamomilla zeichneten sich alle Herbizide durch eine gute Wirkung aus. Dies zeigte sich besonders auf Standort 8 mit einem hohen natürlichen Besatz

Tabelle 13: Wirkungsgrade der Herbizide

$$\text{Wirkungsgrad} = \frac{\text{DG Kontrolle} - \text{DG Behandlung}}{\text{DG Kontrolle}} \times 100$$

Absolute Werte s. Anhangstabelle VIII

Jahr/ Stand- ort Nr.	% C	Py- ra- zon	P/P/N			P/M			Lenacil			C/C				
			I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III		
1970/14	0,96	82	72	93	86	91	98	99	-	-	-	-	-	-	-	-
" / 8	1,26	76	85	92	91	88	94	96	-	-	-	-	-	-	-	-
" /10	1,93	56	66	70	86	76	86	88	-	-	-	-	-	-	-	-
" /17	2,27	9	84	80	93	90	91	91	-	-	-	-	-	-	-	-
" /18	2,51	65	63	91	94	86	94	98	-	-	-	-	-	-	-	-
" /15	4,61	17	75	80	84	78	83	83	-	-	-	-	-	-	-	-
" / 9	9,98	27	46	69	69	78	87	89	-	-	-	-	-	-	-	-
1971/28	1,06	43	45	42	56	62	71	91	56	58	58	-	-	-	-	-
" /30	1,36	35	16	49	32	47	51	61	16	35	43	-	-	-	-	-
" /33	2,29	43	26	48	58	57	60	65	26	45	48	-	-	-	-	-
" /34	2,74	26	35	49	62	52	66	78	33	58	42	-	-	-	-	-
" /45	2,86	65	87	88	93	81	87	94	49	42	47	-	-	-	-	-
" /25	3,19	35	27	47	26	28	42	51	31	25	36	-	-	-	-	-
1972/45	2,86	-	99	100	100	96	98	99	99	99,5	99,5	98	99,5	99,5	98	99,5
" /46	2,96	-	85	91	92	88	87	89	65	77	90	87	90	97	87	90

(Anhangstabelle VIII, 7). Gegenüber Stellaria media ließen Pyrazon und P/P/N nur eine schwache Wirkung erkennen. Die relativ niedrigen Wirkungsgrade des Pyrazons auf den Standorten 14, 17 und 15 dürften demnach auch mit auf die spezifische Unkrautflora zurückzuführen sein. Chenopodium album wurde am besten von P/M eingeschränkt. Die auf Standort 14 mit P/P/N erreichten niedrigen Wirkungsgrade sind vermutlich mit durch eine geringere Wirkung dieser Kombination gegenüber Chenopodium album bedingt. Senecio vulgaris kam nur auf Standort 14 vor und war am stärksten in den P/M-Varianten vertreten.

Allgemein ungünstig war die Wirkung der Herbizide gegenüber Polygonum spp., während sie gegenüber Lamium amplexicaule, Thlaspi arvense und Fumaria officinalis uneinheitlich ausfiel. Gegen Alopecurus myosuroides wirkten die Kombinationen besser als Pyrazon (Standorte 15 und 9; Anhangstabellen VIII, 11-12).

Zusammenfassend ergibt sich, daß 1970 die Wirkstoffkombinationen P/P/N und P/M besser wirkten als Pyrazon. Eine vollständige Unkrautbekämpfung wurde in keinem Fall erzielt. Trotz gestaffelter Dosierung erreichten die Wirkungsgrade auf Standorten mit erhöhtem C-Gehalt nicht immer das Niveau des Vergleichsstandortes (14). Die unterschiedliche natürliche Unkrautflora der Standorte übte einen Einfluß auf den Wirkungsgrad einzelner Herbizide aus.

c) Versuchsjahr 1971

Im Versuchsjahr 1971 wurden die Aufwandmengen von P/P/N auf dem Vergleichsstandort (28) geringfügig erhöht (s. Anhangstabelle III, 2). Anlaß hierzu war die im Jahr 1970 beobachtete geringere Unkrautwirkung von P/P/N gegenüber P/M auf dem Standort 14 (Tabelle 13). Die übrigen Aufwandmengen wurden der "Dosierungskurve" (Abb. 1) entnommen. Auf Grund positiver Ergebnisse mit dem Herbizid Lenacil auf Moorböden (RAMAND, 1969 und 1970) wurde dieses Herbizid ab 1971 zusätzlich im Voraufverfahren mit dreifacher Dosierung je Standort eingesetzt.

Die Unkrautwirkung der Herbizide war im Jahr 1971 generell geringer als im Jahr 1970 (Tabelle 13). Da Böden und Aufwandmengen in beiden Jahren jedoch nicht immer identisch waren, ist ein Vergleich der Standorte nur in einigen Fällen möglich. Es sind dies die Standorte 14 und 8 im Jahre 1970, sowie 28 und 30 im Jahre 1971. Hierbei handelte es sich um die Vergleichsflächen (14 und 28) und um Standorte am Rande des Immissionsgebietes Neurath (8 und 30); sie wiesen ähnliche Bodeneigenschaften auf und erhielten daher gleiche Herbizidaufwandmengen. Die Gegenüberstellung dieser Standorte ergibt, daß die Wirkungsgrade 1971 z.T. erheblich unter denen von 1970 lagen.

Vergleichsweise hohe Wirkungsgrade wurden im Jahr 1971 auf Standort 45 gefunden. Hier konnte aus versuchstechnischen Gründen erst relativ spät gespritzt werden, so daß die Unkräuter vermutlich in einem empfindlichen Stadium zum Zeitpunkt der Spritzung waren. Weiterhin werden Witterungseinflüsse vermutet (s. Diskussion).

Auf sämtlichen sechs Standorten wurden 1971 die höchsten Wirkungsgrade mit der Dosierungsstufe III der Kombination P/M erzielt. Bei einem Vergleich der mittleren Dosierungsstufen übertraf P/M die Wirkungen von P/P/N (Ausnahmen Standorte 45 und 25), Lenacil und Pyrazon. Das erstmals eingesetzte Lenacil wirkte im Gegensatz zu den anderen Herbiziden auch auf dem Standort 45 sehr schlecht.

Über die Bekämpfbarkeit einzelner Unkrautarten sind eindeutige Aussagen noch weniger möglich als in den beiden vorangegangenen Versuchsjahren. Es konnte allerdings die relativ gute Wirkung der Herbizide gegen Matricaria chamomilla bestätigt werden. Besonders hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang Standort 33 mit einem hohen natürlichen Besatz. Unter diesen Bedingungen zeigte P/M die beste Wirkung, während Pyrazon und Lenacil abfielen (s. Anhangstabelle VIII, 15). Auf Standort 34 konnte Polygonum lapathifolium durch P/M vollständig beseitigt werden. Poa annua war nur auf Standort 28 vorhanden und wurde durch

P/P/N und Lenacil sehr gut bekämpft. Lenacil hatte eine sehr geringe Wirkung gegen Urtica urens. Daher erklärt sich teilweise der stark abfallende Wirkungsgrad gegenüber den übrigen Herbiziden auf Standort 45 (Anhangstabelle VIII, 17).

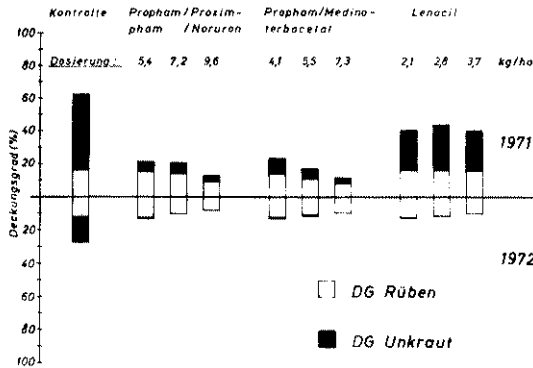
d) Versuchsjahr 1972

Im Versuchsjahr 1972 wurde die Wirkstoffkombination C/C als weiteres Bodenherbizid mit drei Aufwandmengen geprüft. Wiederholte Hinweise aus der Praxis ließen dieses Präparat für Immissionsböden als geeignet erscheinen. Pyrazon wurde 1972 nicht mehr eingesetzt. Die Aufwandmengen von P/P/N und P/M und Lenacil waren auf Standort 46 wegen der geringen Unterschiede im C-Gehalt identisch mit Standort 34/1971. Standort 45 erhielt ebenfalls in den beiden Versuchsjahren 1971 und 1972 die gleichen Aufwandmengen.

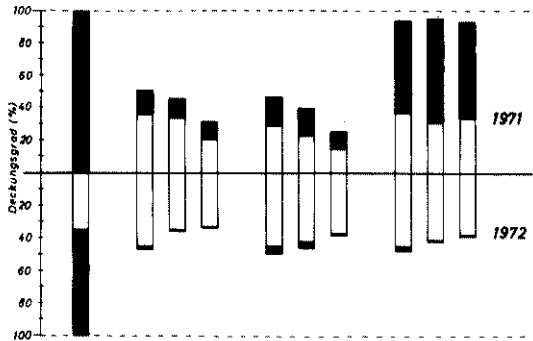
Im Versuchsjahr 1972 lagen die Wirkungsgrade wesentlich höher als die der vergleichbaren Standorte 34 und 45 im Jahre 1971. Auf Standort 45/1972 traten die höchsten Wirkungsgrade aller vier Versuchsjahre auf (Tabelle 13). Bei den günstigen Wirkungsbedingungen blieben in den Behandlungen meist nur solche Unkräuter übrig, die mit den einzelnen Herbiziden schwer bekämpfbar waren. So trat Lamium amplexicaule in den P/P/N-, P/M- und C/C-Varianten auf, während es von Lenacil relativ gut eingeschränkt wurde. Senecio vulgaris wurde ebenfalls von Lenacil vollständig bekämpft und kam in den übrigen Behandlungen vor. Bei Urtica urens lagen dagegen umgekehrte Verhältnisse vor. Dieses Unkraut wurde mit Ausnahme von Lenacil von den übrigen Bodenherbiziden bekämpft. Gegen Viola tricolor wirkte C/C am besten. Matricaria chamomilla wurde auf Standort 46 nur von Lenacil und C/C vollständig bekämpft. Im Versuchsjahr 1971 hatte sich P/M gegen M. chamomilla wirksamer als Lenacil erwiesen (s. Seite 64).

Abb. 5: Gegenüberstellung der Deckungsgrade für Rüben und Unkraut in zwei Versuchsjahren

Versuchsstandort: Fischenich 1971 und 1972
Angaben zur Dosierung in kg Gesamtwirkstoffe/ha



a
Bonitur zum Zeitpunkt
des Vereinzels



b
Bonitur bei 100 %
Gesamtdeckungsgrad
in der Kontrolle



c
Bonitur bei Reihen-
schluß in den
Behandlungen

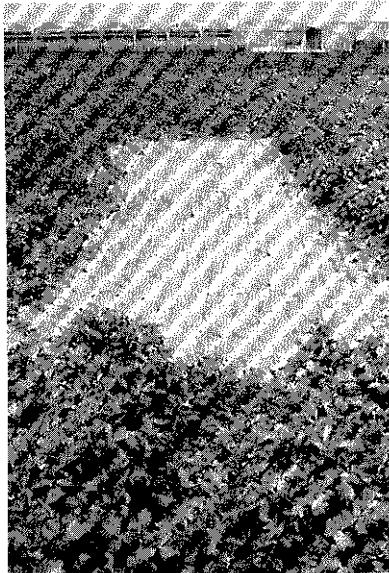
Die niedrigeren Wirkungsgrade des Standorts 46 gegenüber 45 lassen sich evtl. zum Teil auf den Besatz mit schwer bekämpfbaren Unkräutern wie Viola tricolor, Polygonum spp., Galium aparine und Fumaria officinalis zurückführen. Auffällig ist jedoch die geringere Wirkung der Herbizide gegen Stellaria media auf Standort 46. Für diesen Befund können evtl. die unterschiedlichen Bodenstrukturverhältnisse verantwortlich gemacht werden. Bei Standort 45 war nach mehreren Bearbeitungsgängen das Saatbett sehr fein und unmittelbar unter der Krume fest. Nach heftigen Niederschlägen setzte eine leichte Verschlammung ein. Standort 46 wurde nur mit zwei Arbeitsgängen mäßig gelockert und das Saatbett war dementsprechend weniger fein und nicht verdichtet. Nach dem Regen zeigte sich keine Verschlammung. Vermutlich haben diese Verhältnisse die Wirkung der Herbizide auf Standort 45 begünstigt.

An dem Standort 45 (Versuchsfeld Fischenich) war es möglich, in den Versuchsjahren 1971 und 1972 jeweils eine dreimalige Unkrautbonitur vorzunehmen. Es handelte sich in beiden Jahren um unmittelbar benachbarte Parzellen mit ähnlicher Unkrautflora und gleicher Bodenbearbeitung. Die zweite Bonitur erfolgte bei einem Gesamtdeckungsgrad (Unkraut plus Rüben) von 100 % in den Kontrollparzellen; bei der dritten Bonitur schlossen sich die Reihen in den Behandlungen. Die Ergebnisse aus den beiden Versuchsjahren sind in der Abb. 5 gegenübergestellt. 1971 wiesen die Lenacil-Varianten zu allen drei Zeitpunkten den höchsten Unkrautbesatz auf. Bei Reihenschluß waren in den P/P/N- und P/M-Varianten 35-50 % der Parzellenfläche mit Rüben bedeckt, bei Lenacil waren es nur maximal 15 %. Im Gegensatz hierzu konnte 1972 besonders mit den hohen Aufwandmengen der Herbizide die Unkrautkonkurrenz bis zum Schließen der Reihen fast vollständig ausgeschaltet werden.

Nach der dritten Bonitur wurde der Pflanzenaufwuchs in beiden Versuchsjahren ca. 10 cm tief in den Boden eingearbeitet und nach der Verrottung der Grünmasse Sinapis alba eingesät. In sämtlichen Lenacil-Varianten liefen danach in beiden Versuchs-

Abb. 6: Nachwirkung von
Lenacil

Versuchsstandort:
Fischenich
Anwendungstermin:
19. 4. 1971
Aufwandmenge:
3,70 kg/ha
Senfaussaart:
5. 7. 1971
Aufnahme:
10. 8. 1971



jahren kaum Senf und Unkraut auf. Bei der höchsten Dosierung waren die Parzellen nahezu frei von Pflanzenaufwuchs (Abb. 6). Damit kommt zum Ausdruck, daß der Wirkstoff auch Monate nach der Applikation noch präsent war und daß das Ausbleiben der Unkrautwirkung im Frühjahr 1971 vermutlich auf mangelnder Bodenfeuchtigkeit beruhte.

2.2.1.2. Einfluß auf die Kulturpflanze

Außer der Unkrautwirkung interessieren bei einem Herbizideinsatz die Nebenwirkungen der Behandlungen. Unter vielen denkbaren Zielgrößen wurden hier im Hinblick auf den vereinzeltlosen Zuckerrübenbau die Bestandesdichte sowie die Wachstumsentwicklung und die Ertragsleistung herausgegriffen.

a) Bestandesdichte

Die Bestandesdichten zum Zeitpunkt der Unkrautbonitur, d. h. vor dem Vereinzeln, sind in Tabelle 14 wiedergegeben. Im Versuchsjahr 1969 wurde die Bestandesdichte durch die Herbizide auf Standort 38 am stärksten vermindert. Im Fall von P/M - mit allerdings sehr hoher Aufwandmenge - war die Differenz gegenüber Unbehandelt gut gesichert. Diese Variante wies auch auf Standort 36 gegenüber Unbehandelt eine gesichert geringere Bestandesdichte auf.

Im Jahr 1970 lagen die allgemein niedrigsten Bestandesdichten wiederum in den P/M-Varianten vor. Die Differenzen ließen sich gegen Unbehandelt teilweise gut sichern. Die stärksten Ausdünnungen traten auf Standort 18 auf. Dieser Schlag war zur Saat sehr feinkrümelig hergerichtet worden und verschlammte nach starkem Regen. Dies führte vermutlich infolge des relativ hohen Dampfdrucks von Propham und des zusätzlich aus der Vorsaatbehandlung vorhandenen Diallats zu einer Wirkstoffanreicherung unterhalb der Bodenoberfläche und einer stärkeren Schädigung der Rübenkeimlinge. Bei den Herbiziden, die mit drei Aufwandmengen je Standort geprüft wurden, bestand keine eindeutige Beziehung zwischen Dosierungsstufe und Bestandesdichte.

Im Jahr 1971 hoben sich die Ergebnisse des Standorts 45 deutlich von den übrigen ab. Die stärkeren Ausdünnungen müssen im Zusammenhang mit dem späten Spritztermin gesehen werden. Dadurch wurden die Rüben vermutlich in einem empfindlichen Stadium getroffen. Andererseits hatte die späte Applikation zu einer vergleichsweise guten Unkrautwirkung geführt (B.2.2.1.1.). Interessanterweise konnte unter den gleichen Bedingungen bei Lenacil - trotz überhöhter Aufwandmenge - keine Ausdünnung festgestellt werden. Auf den übrigen Standorten lagen die Bestandesdichten der Behandlungen sowohl über als auch unter den unbehandelten Varianten. In keinem Fall waren die Differenzen statistisch zu sichern. Eine einheitliche Beziehung zwischen

Tabelle 14: Bestandesdichte der Zuckerrüben vor dem Vereinzeln.
Relative Werte (Kontrolle = 100)

Jahr/ Stand- ort Nr.	Kontrolle (Pfl./ha i. Tsd.)	Py- ra- zon	P/P/N			P/M			Lenacil			C/C			GD	
			I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III		
1969/41	150=100	115	-	-	96	-	-	101	-	-	-	-	-	-	-	15 21 28
" /36	128=100	100	-	-	96	-	-	80	-	-	-	-	-	-	-	14 19 27
" /38	221=100	87	-	-	86	-	-	67	-	-	-	-	-	-	-	21 30 41
" /37	144=100	107	104	-	-	-	-	95	-	-	-	-	-	-	-	19 26 36
1970/14	249=100	100	107	102	96	100	81	69	-	-	-	-	-	-	-	22 30 40
" / 8	139=100	102	102	99	103	94	66	63	-	-	-	-	-	-	-	21 29 39
" /10	139=100	92	88	105	99	95	73	81	-	-	-	-	-	-	-	19 26 34
" /17	151=100	100	95	95	101	93	83	88	-	-	-	-	-	-	-	20 27 36
" /18	109=100	95	100	91	92	79	54	58	-	-	-	-	-	-	-	14 19 26
" /15	109=100	105	105	111	101	108	87	72	-	-	-	-	-	-	-	15 20 27
" / 9	124=100	100	114	99	109	109	107	93	-	-	-	-	-	-	-	15 21 28
1971/28	148=100	103	108	107	100	109	96	88	105	107	103	-	-	-	-	16 21 28
" /30	62=100	114	103	105	102	84	103	90	113	99	107	-	-	-	-	19 26 34
" /33	113=100	103	103	104	97	96	96	103	105	101	96	-	-	-	-	10 13 17
" /34	139=100	108	104	101	104	104	107	104	108	109	101	-	-	-	-	15 20 26
" /45	247=100	91	79	66	62	59	59	46	103	104	100	-	-	-	-	7 10 13
" /25	79=100	109	111	99	78	110	111	105	113	92	95	-	-	-	-	28 37 49
1972/45	621=100	-	101	85	80	96	79	72	95	91	84	98	86	84	10	13 17
" /46	181=100	-	109	103	102	107	98	94	103	108	108	110	110	104	11	14 19

Tabelle 15: Bestandesdichte der Zuckerrüben nach dem Vereinzeln.
Relative Werte (Kontrolle = 100)

Jahr/ Stand- ort Nr.	Kontrolle (Pfl./ha i.Tsd.)	Py- ra- zon	P/P/N			P/M			Lenacil			C/C			GD	
			I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III		
1970/14	69=100	99	97	101	101	100	97	97	-	-	-	-	-	-	-	6 8 11
" / 8	57=100	99	99	102	99	85	84	67	-	-	-	-	-	-	-	14 19 25
" /10	61=100	101	92	97	102	92	92	85	-	-	-	-	-	-	-	18 25 33
" /17	61=100	99	105	101	101	99	111	108	-	-	-	-	-	-	-	14 20 26
" /18	44=100	107	100	102	109	98	86	84	-	-	-	-	-	-	-	18 25 34
" /15	58=100	95	88	110	101	99	91	99	-	-	-	-	-	-	-	14 19 25
" / 9	45=100	98	104	111	102	122	120	109	-	-	-	-	-	-	-	20 27 36
1971/28	59=100	107	107	107	107	108	108	108	118	118	115	-	-	-	-	17 22 29
" /30	57=100	103	100	103	98	93	98	98	102	102	112	-	-	-	-	18 24 31
" /33	71=100	94	111	114	121	101	100	100	99	107	95	-	-	-	-	18 24 31
" /34	69=100	100	94	104	100	100	107	103	89	97	97	-	-	-	-	15 20 27
" /25	58=100	112	108	108	102	108	115	120	114	93	105	-	-	-	-	18 24 32
1972/46	71=100	-	129	129	128	128	118	120	121	128	130	127	128	118	12	16 21

Dosierungsstufe und Bestandesdichte konnte auch 1971 nicht gefunden werden.

Im Jahr 1972 ergaben sich größere Unterschiede zwischen den Standorten. Während auf Standort 45 bei den höchsten Dosierungsstufen gut zu sichernde Bestandesverminderungen auftraten, zeigte sich auf Standort 46 nur bei P/M ein etwas stärkerer Bestandesabfall, der jedoch statistisch nicht zu sichern war. Die stärkere Phytotoxizität der Herbizide auf Standort 45 könnte, wie bereits bei der Unkrautwirkung erörtert, auf die leichte Verschlammung des Bodens zurückzuführen sein. Mit Ausnahme von Lenacil auf Standort 46 bestand bei den Herbiziden mit zunehmender Dosierung eine Tendenz zu stärkerer Ausdünnung des Rübenbestandes.

In den Versuchsjahren 1970 - 1972 wurde eine zweite Auszählung des Bestandes bei Reihenschluß vorgenommen (Tabelle 15). Eine signifikante Verminderung des Rübenbestandes wurde dabei nur noch in den P/M Varianten des Standortes 8/1970 festgestellt. Dieser Rübenschlag wurde als einziger maschinell vereinzelt. Alle übrigen Flächen wurden, soweit nicht auf Endabstand ausgesät wurde, von Hand vereinzelt. Dabei war es offenbar möglich, die durch Herbizide ausgedünnten Bestände wieder auszugleichen.

b) Wachstumsentwicklung

In enger Beziehung zur Bestandesdichte steht der Deckungsgrad der Rüben. Aus den Anhangstabellen VIII, 6-20 ergibt sich einmal, daß der Deckungsgrad mit weiteren Ablageabständen in der Reihe abnahm (vgl. Kontrollparzellen), zum anderen kamen aber auch in den Behandlungen teils geringere Deckungsgrade als in den zugehörigen Kontrollen vor. In der Mehrzahl der Versuche nahm der Deckungsgrad der Rüben mit steigender Dosierung von P/M ab. Dies traf besonders für die Versuche in den Jahren 1970 und 1972 zu, weniger für 1971. Bei P/P/N und Lenacil war dieser Trend in der Regel weniger ausgeprägt.

Als weiteres Kriterium für die Wachstumsentwicklung der Zuckerrüben dienten Blattmessungen im Stadium D4 : 1970 und 1972 waren auf allen Standorten die Längen und Breiten der ersten Laubblätter in den P/P/N, P/M und C/C-Varianten je nach Dosierungsstufe um 10 - 20 % reduziert, dagegen waren 1971 keine Abweichungen gegenüber den Kontrollen festzustellen.

Zum Zeitpunkt des Reihenschließens waren die Rübenbestände nahezu ausgeglichen. Lediglich in den Varianten P/M II und P/M III des Standorts 9/1970 hatten die Rüben zu diesem Zeitpunkt nicht den Entwicklungsstand der übrigen Versuchsglieder erreicht.

Ergänzend zu den Bestandesauszählungen und -messungen wurden an einem Standort (45/1972) 8 Wochen nach dem Auflaufen je 100 Rübenpflanzen aus den Varianten entnommen, gründlich gewaschen und das Trockengewicht getrennt nach Rübenkörper und Blatt bestimmt. Zu diesem Zeitpunkt war die Kontrolle vollständig mit Unkraut und Rüben bedeckt; die Behandlungen wiesen Unkrautdeckungsgrade zwischen 1 und 5 % auf (s. Abb. 5 b, 1972). In dem Versuch war nicht wie auf den übrigen Rübenschlägen vereinzelt und es waren auch keine anderen Pflegemaßnahmen vorgenommen worden. Die Ergebnisse (Abb. 7) lassen eine unterschiedliche Reaktion der Rübenpflanzen auf die Herbizidbehandlungen erkennen. Die Trockengewichte der Rübenkörper lagen in den Varianten P/P/N I, P/M I und II, sowie Lenacil I, II und III sehr gut gesichert über der Kontrolle. Dies kann auf die Ausschaltung der Unkrautkonkurrenz durch die Behandlungen zurückgeführt werden. In den Behandlungen P/P/N II und P/M III wurde dagegen nur das Trockengewicht der Kontrolle erreicht, während die Produktion an Trockenmasse bei P/P/N III unter dem Niveau der Kontrolle lag. Es kann angenommen werden, daß in den Behandlungen, die nur das Trockengewicht der Kontrolle oder noch weniger erreichten, ein phytotoxischer Effekt der Herbizide vorlag, da eine Unkrautkonkurrenz praktisch zu vernachlässigen war. Bei der Blatttrockenmasse ergab sich die gleiche Tendenz, jedoch

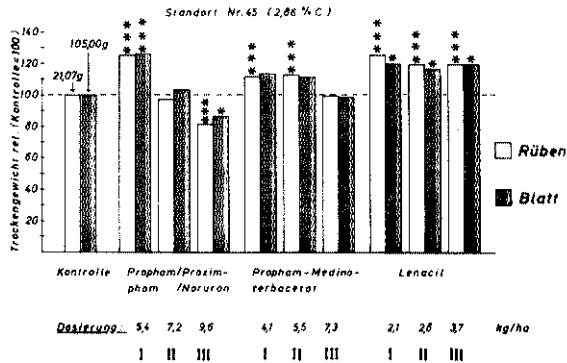


Abb. 7: Trockengewichte von 100 Rübent Jungpflanzen nach der Behandlung mit verschiedenen Herbiziden.

Relative Werte (Kontrolle = 100)

Behandlung: 17. 3. 1972

Auflauf: 4. 4. 1972

Pflanzenentnahme: 30. 5. 1972

GD Rüben	5 % = 1,25 g = 6 %	GD Blatt	5 % = 14,41 g = 14 %
	1 % = 1,67 g = 8 %		1 % = 19,31 g = 18 %
	0,1 % = 2,21 g = 10 %		0,1 % = 25,13 g = 24 %

wiesen die Meßwerte eine größere Streuung auf. Diese Ergebnisse bestätigen im wesentlichen die Resultate der Deckungsgradschätzungen und der Blattmessungen, denen zufolge hohe Aufwandmengen von P/P/N und P/M die Rübent bei extremen Witterungsbedingungen stärker schädigen als Lenacil.

c) Ertragsleistung

Die Ernte wurde auf ausgesuchten Versuchsstandorten Ende September/Anfang Oktober vorgenommen (s. Anhangstabelle IV). Für die Beurteilung der Ertragsleistung wurde das Gewicht der Rübent

benkörper herangezogen. Die ermittelten Rübenerträge in den Behandlungen wurden in Relation zur Kontrolle gesetzt (Tabelle 16).

In einigen Fällen zeichnete sich eine Abhängigkeit zwischen der Dosierungsstufe und den Rübenerträgen ab. So war eine fallende Ertragstendenz bei P/M auf dem Standort 14/1970 festzustellen; eine zunehmende Tendenz dagegen auf Standort 46/1972. Die positiven und negativen Ertragsdifferenzen waren jedoch gegenüber Unbehandelt statistisch nicht gesichert.

Eine weniger ausgeprägte Beziehung zwischen Dosierungsstufe und Ertrag konnte bei P/P/N beobachtet werden. Die höchste Ertragsdifferenz betrug - 9 % (Standort 25/1971), sie war jedoch statistisch nicht zu sichern.

In den Lenacilbehandlungen deutete sich auf Standort 28/1971 eine positive Beziehung zwischen Dosierungsstufe und Ertrag an, während auf Standort 46/1972 die höchste Dosierungsstufe nur 91 % der Ertragsleistung der Kontrolle erreichte. Auf dem mit 46/1972 vergleichbaren Standort 34 ergaben sich im Versuchsjahr 1971 bei den Dosierungsstufen II und III von Lenacil gegenüber Unbehandelt höhere Erträge, die an der Grenze der Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % lagen.

Vergleichsweise ausgeglichen war das relative Ertragsniveau der Pyrazon-Varianten; hier betrug die stärkste Ertragsdepression 7 % bei Verdoppelung der zugelassenen Aufwandmenge (Standort 9/1970).

Insgesamt ergibt sich, daß unter den Versuchsbedingungen durch die Herbizidbehandlungen keine signifikanten Ertragsdepressionen gegenüber den Kontrollen eintraten. Die beobachteten Ertragssteigerungen lagen im Falle von P/M I und Lenacil II und III auf Standort 34/1971 an der statistischen Sicherungsgrenze von 5 %.

Tabelle 16: Rübenerträge. Relative Werte, Kontrolle = 100

Jahr/ Stand- ort Nr.	Kon- trolle dz/ha	Py- ra- zon	P/P/N			P/M			Lenacil			C/C			GD
			I	II	IIII	I	II	III	I	II	III	I	II	III	
1969/41	504=100	99	-	-	100	-	-	97	-	-	-	-	-	-	10
1970/14	510=100	100	100	102	94	94	93	87	-	-	-	-	-	-	14
" / 8	577=100	96	94	96	101	94	92	93	-	-	-	-	-	-	14
" / 10	551=100	100	96	101	98	99	96	100	-	-	-	-	-	-	10
" / 9	513=100	93	101	102	94	92	93	93	-	-	-	-	-	-	12
1971/28	681=100	99	107	96	97	99	99	94	93	100	102	-	-	-	14
" / 34	618=100	102	103	104	102	107	101	103	104	107	107	-	-	-	7
" / 25	493=100	99	99	99	91	99	102	91	103	95	102	-	-	-	13
1972/46	577=100	-	97	95	97	96	102	104	100	101	91	98	103	96	10

An einem Teil der Ernteproben wurden Qualitätsuntersuchungen vorgenommen ⁺⁾ . In den Versuchsjahren 1970 und 1971 handelte es sich um je eine Dosierungsstufe von P/P/N, P/M und Lenacil (1971). 1969 und 1972 wurden sämtliche Varianten untersucht.

Die in den Tabellen 17 - 20 zusammengestellten Ergebnisse der Qualitätsuntersuchungen lassen keine eindeutige Aussage über einen möglichen Einfluß der Herbizidbehandlungen auf die gewählten Zielgrößen zu. Die Zuckererträge der Behandlungen schwankten innerhalb der Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,05$ um das Ertragsniveau der Kontrolle.

Beim bereinigten Zuckerertrag waren in den Behandlungen mit Ausnahme von Standort 25/1971 ebenfalls höhere bzw. niedrigere Erträge als in der jeweiligen Kontrolle festzustellen. Auf Standort 25 wiesen die ausgewählten Behandlungen gegenüber der Kontrolle durchweg niedrigere bereinigte Zuckererträge auf. Nur in zwei Fällen (Standort 8/1970 - P/M II und Standort 34/1971 - Lenacil I) waren die Ertragsdifferenzen gegenüber Unbehandelt zu sichern. Die Reduzierung um 14 % auf Standort 8/1970 muß vermutlich im Zusammenhang mit der geringen Bestandesdichte (48.000 Rüben/ha nach dem Vereinzeln) gesehen werden. Möglicherweise war hier die kritische Bestandesdichte unterschritten, unter der mit Qualitätseinbußen zu rechnen ist (BORNSCHEUER, 1970; NEEB und WINNER, 1969).

Um eine Erklärung für den signifikanten Minderertrag an bereinigtem Zucker in der Lenacil-Variante des Standorts 34 zu finden, wurden Rückstandsanalysen durchgeführt. Die Untersuchungen erbrachten einen Lenacilgehalt von 0,24 ppm in den Rübenkörpern des Standorts 34, aber Werte von 0,41 bzw. 1,51 ppm bei den Standorten 25 und 28, wo keine signifikanten Mindererträge vorgelegen hatten (Tabelle 21).

⁺⁾ Für die Analysen danke ich Herrn Prof. Dr. C. Winner, Institut für Zuckerrübenforschung Göttingen, und seinen Mitarbeitern.

Nach diesen Ergebnissen scheint keine Beziehung zwischen bereinigtem Zuckerertrag und Lenacilrückständen zu bestehen. Bei den vergleichsweise hohen Rückständen des Standorts 28 ist zu berücksichtigen, daß die Aufwandmenge im Verhältnis zum C-Gehalt vermutlich zu hoch gewählt war. Nicht zuletzt muß die Rückstandssituation auf allen Standorten im Zusammenhang mit den extrem trockenen Witterungsbedingungen des Jahres 1971 gesehen werden. Dies ist vermutlich der Hauptgrund für die im Verhältnis zu Literaturangaben (SCHÖLL, 1965) hohen Rückstände.

Tabelle 17: Zuckererträge und bereinigte Zuckererträge eines Freilandversuchs im Jahre 1969

Standort Nr.	Versuchsglied	Polarisation °S	Zucker-		lösliche Asche %	schädlicher Stickstoff o/oo	bereinigter Zucker- gehalt %	berei-	
			ertrag dz/ha	rel.				nigter Zucker- ertrag dz/ha	rel.
41	Kontr.	13,7	68,8	100	0,65	0,36	9,5	48,0	100
	P/P/N	13,5	67,4	98	0,71	0,40	8,9	44,8	93
	P/M	13,5	67,8	99	0,66	0,39	9,5	47,0	98
	GD ₅		8,4	12				10,3	21

Tabelle 18: Zuckererträge und bereinigte Zuckererträge von Freilandversuchen im Jahre 1970

Standort Nr.	Versuchsglied	Polarisation °S	Zucker- ertrag		lösliche Asche %	schädlicher Stickstoff o/oo	bereinigter Zucker- ertrag		
			dz/ha	rel.			dz/ha	rel.	
14	Kontr.	14,4	73,6	100	0,61	0,30	10,6	54,0	100
	P/P/N II	14,4	74,7	101	0,62	0,36	10,4	54,0	100
	P/M II	14,5	68,5	93	0,56	0,32	10,9	51,5	95
	GD ₅		13,6	18			7,8	14	
8	Kontr.	15,3	88,5	100	0,68	0,43	10,9	62,8	100
	P/P/N II	15,3	89,8	101	0,69	0,48	10,6	62,0	99
	P/M II	15,0	80,6	91	0,73	0,50	10,1	54,0	86*
	GD ₅		9,3	11			6,1	10	
10	Kontr.	15,4	84,6	100	0,76	0,51	10,3	56,7	100
	P/P/N II	15,1	81,7	96	0,82	0,54	9,6	52,0	92
	P/M II	14,9	81,7	96	0,80	0,54	9,8	53,7	95
	GD ₅		9,6	11			5,0	9	
9	Kontr.	15,1	77,5	100	0,87	0,48	9,6	48,9	100
	P/P/N II	15,6	77,0	99	0,85	0,45	10,2	50,4	103
	P/M II	15,6	75,2	97	0,80	0,39	10,6	51,0	104
	GD ₅		11,1	14			7,8	16	

Tabelle 19: Zuckererträge und bereinigte Zuckererträge von Freilandversuchen im Jahre 1971

Standort Nr.	Versuchsglied	Polarisation °S	Zucker-		lösliche Asche %	schädlicher Stickstoff o/oo	bereinigter Zuckerertrag		rel.
			dz/ha	rel.			dz/ha	rel.	
28	Kontr.	14,7	100,4	100	0,87	0,73	8,6	58,3	100
	P/P/N II	14,5	95,3	95	0,86	0,80	8,2	53,9	92
	P/M II	15,2	101,8	101	0,79	0,73	9,4	62,9	108
	Len. II	15,2	103,4	103	0,80	0,72	9,4	64,1	110
	GD ₅		11,7	11			12,2		21
34	Kontr.	17,8	109,9	100	0,90	0,73	11,5	71,0	100
	P/P/N II	17,6	113,6	103	0,85	0,76	11,5	74,1	104
	P/M II	17,6	109,5	100	0,90	0,74	11,2	70,1	99
	Len. I	16,9	108,3	99	1,02	0,79	9,8	62,9	89*
	GD ₅		8,7	8			7,2		10
25	Kontr.	18,4	90,9	100	0,55	0,62	14,1	69,8	100
	P/P/N II	18,2	88,5	97	0,56	0,66	13,8	67,0	96
	P/M II	18,0	90,6	100	0,58	0,65	13,5	67,9	97
	Len. I	17,9	90,4	100	0,60	0,73	13,1	66,2	95
	GD ₅		15,2	17			12,0		17

Tabelle 20: Zuckererträge und bereinigte Zuckererträge eines Freilandversuches im Jahre 1972

Standort Nr.	Versuchsglied	Polarisation °S	Zucker-			schädl.			bereinigter		
			ertrag dz/ha rel.	K meq/100 g	Na g	N Rübe	Zucker- ertrag dz/ha rel.	ertrag dz/ha rel.	ertrag dz/ha rel.	Zucker- ertrag dz/ha rel.	ertrag dz/ha rel.
46	Kontr.	15,5	89,5	100	10,03	1,13	2,38	9,1	52,5	100	
	P/P/N I	15,6	87,4	98	9,46	0,94	2,66	9,7	54,4	104	
	" II	15,4	84,9	95	9,44	0,91	2,76	9,3	51,3	98	
	" III	15,6	87,0	97	9,60	0,95	2,71	9,4	52,4	100	
	P/M I	16,0	89,1	100	9,59	0,90	2,51	9,9	55,2	105	
	" II	15,8	92,7	103	9,58	0,95	2,66	9,6	56,3	107	
	" III	15,7	94,2	105	9,60	0,99	2,67	9,5	57,0	109	
	Len. I	15,9	91,5	102	9,44	0,94	2,64	9,7	55,8	106	
	" II	15,6	91,3	102	9,50	1,00	2,80	9,4	55,0	105	
	" III	16,1	84,9	95	9,00	0,89	2,51	10,2	53,8	102	
	C/C I	15,4	82,7	92	9,40	0,92	2,69	9,2	52,1	99	
	" II	15,8	94,4	105	9,29	1,12	3,36	9,5	56,7	108	
	" III	15,4	85,1	95	10,00	9,91	2,91	9,0	49,7	95	
	GD ₅		10,0	11				8,1	15		

Tabelle 21: Lenacil-Rückstände in Ernteproben des Jahres 1971⁺⁾

Standort Nr.	C-Gehalt des Bodens	Dosierung kg/ha	Rückstände im Rübenkörper (ppm)
28	1,06 %	1,20	1,51
34	2,74 %	1,80	0,24
25	3,19 %	2,40	0,41

+) Die gaschromatographischen Rückstandsanalysen führte freundlicher Weise Herr Dr. W. Ebing, Institut für Pflanzenschutzmittelforschung der Biologischen Bundesanstalt, durch.

Zusammenfassend ergibt sich, daß die Untersuchungen keinen eindeutigen Effekt von Herbizidbehandlungen auf den Zuckerertrag erkennen lassen. Die beobachteten Ertragsdifferenzen waren statistisch nicht zu sichern. Beim bereinigten Zuckerertrag ergaben sich gesicherte Mindererträge in zwei Fällen.

2.2.2. Versuche unter kontrollierten Bedingungen

Unter Freilandbedingungen hatte sich gezeigt, daß die Wirkung der Bodenherbizide nicht nur vom Standort, sondern auch von der Jahreswitterung abhängig war. Weiterhin beeinflusste die Zusammensetzung der Unkrautflora den Wirkungsgrad eines Herbizids. Es galt nun, in Modellversuchen den Einfluß des Bodens auf die Herbizidwirkung isoliert zu erfassen. Das gewählte Modell bestand aus einem immissionsfreien Vergleichsboden (A), verschiedenen Immissionsböden (C+D) und einem Hochmoortorf (F), die nach Applikation des Herbizids und Aussaat der Testpflanzen bei kontrollierter Wasserversorgung unter Gewächshausbedingungen gehalten wurden. Bei den Wirkstoffkombinationen wurden mit Ausnahme von C/C nicht die Präparate, sondern die formulierten Einzelwirkstoffe geprüft.

Beim Einmischen von Herbiziden in Böden ist es möglich, die Dosierung auf die Fläche, auf das Bodenvolumen oder auf das Bodengewicht zu beziehen. In der Literatur sind diese drei Aus-

wertungsverfahren gebräuchlich (s.u.a. DOHERTY und WARREN, 1969; DAY et al., 1968; HOCOMBE et al., 1966; NEURURER, 1972; UPCHURCH und MASON, 1962).

Um den Einfluß des Auswertungsverfahrens auf das Versuchsergebnis deutlich zu machen, sind in Abb. 8 zwei Möglichkeiten für das Herbizid Benzthiazuron gegenübergestellt. Es kommt deutlich zum Ausdruck, daß bei dem Boden F (Hochmoortorf) die Herbizidkonzentration, die erforderlich ist, um das Trockengewicht der Testpflanzen um 50 % zu vermindern, bei der Bezugseinheit Bodengewicht fast 10 mal höher liegt als bei der Bezugseinheit Bodenvolumen. Die Unterschiede sind bei Böden, deren Volumengewicht nicht so stark von 1 abweicht, weniger gravierend. In Anbetracht der unterschiedlichen Volumengewichte der verwendeten Böden sind die Auswertungen der Versuche auf der Basis Volumeneinheit vorgenommen worden. Die Volumeneinheit erscheint auch im Hinblick auf eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Freilandverhältnisse eine realistischere Größe zu sein als die Gewichtseinheit. Diese Ansicht wird durch jüngste Ergebnisse der agrikulturchemischen Forschung bestätigt (VETTER und FRÜCHTENICHT, 1973).

Die Berücksichtigung des Bodenvolumens als Bezugseinheit erscheint jedoch nur gerechtfertigt, wenn es gelingt, das Volumengewicht eines Bodens in verschiedenen Versuchsansätzen möglichst konstant zu halten. Dies wurde durch mäßiges Andrücken des Bodens beim Füllen der Vegetationsgefäße erreicht. Die Bestimmung des Volumengewichts erfolgte bei Versuchsende, da davon ausgegangen werden konnte, daß die Volumengewichte durch das laufende Gießen der Gefäße noch geringfügige Änderungen erfahren würden. Die Volumengewichte in der Anhangstabelle VI stellen für jeden Boden den Mittelwert aus 13 Gefäßversuchen dar. Die Abweichungen zwischen den Versuchsansätzen betragen bei den einzelnen Böden nur ± 3 %.

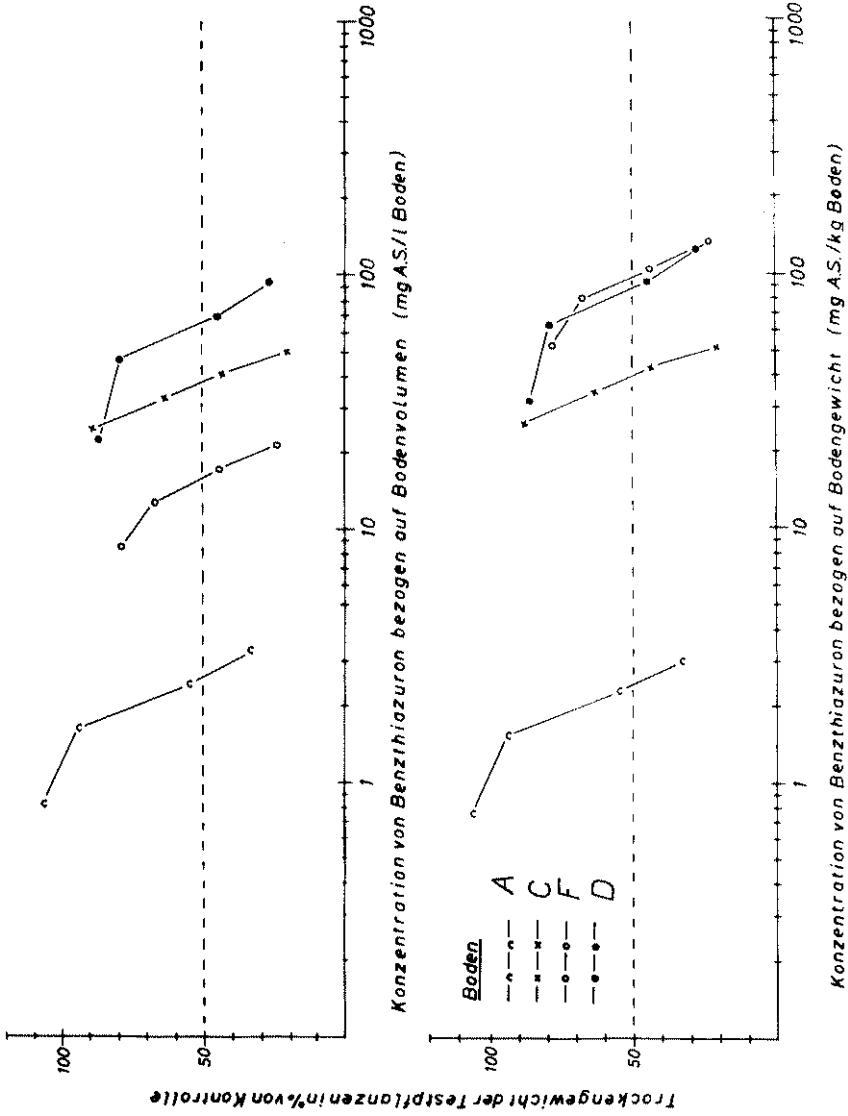


Abb. 8: Gegenüberstellung unterschiedlicher Auswertungsverfahren zur graphischen Ermittlung der ED₅₀-Werte für Benzthiazuron in verschiedenen Böden.

2.2.2.1. Herbizidwirkung bei konstantem Wasserangebot

Der Einfluß des Bodens auf die Wirkung von Herbiziden wurde als relative Wirksamkeit (R) in Testböden gegenüber einem Standardboden ausgedrückt (nach FINNEY, 1952). Als Standardboden galt der in der Kölner Bucht verbreitete Lößlehm. Testböden waren mit Braunkohlenflugstaub angereicherte Böden und ein Hochmoortorf. Die Böden erhielten in dieser Versuchsreihe äquivalente Mengen an pflanzenverfügbarem Wasser (B.1.3.2.2.). In der Tabelle 22 sind die ED_{50} -Werte für die 12 geprüften Herbizide in vier verschiedenen Böden wiedergegeben. Mit Ausnahme von Prynachlor lagen die Werte in den Testböden höher als in dem Standardboden. Bedingt durch die unterschiedliche Empfindlichkeit der Testpflanzen gegenüber den Herbiziden war deren Dosierungsniveau in dem Standardboden nicht einheitlich. Die höchste Empfindlichkeit zeigte Hafer gegenüber Lenacil (ED_{50} bei 0,121 ppm), während die ED_{50} für Medinoterbacetat mit Senf bei 9,53 ppm lag.

Mit den ED_{50} -Werten wurden die relativen Wirksamkeiten "R" der Herbizide in den Testböden errechnet (Tabelle 23). Ein "R" von 141,2 z.B. bedeutet, daß das Herbizid Prynachlor in dem Boden C eine Aktivität von 141,2 % im Vergleich zum Standardboden besitzt oder daß in Boden C nur ca. 70 % der Dosierung des Standardbodens anzuwenden ist, um bei Hafer die gleiche Wirkung zu erzielen. In den Tabellen 22 und 23 sind die Herbizide nach ihrer relativen Wirksamkeit im Boden D, dem Immissionsboden mit dem höchsten Kohlenstoffgehalt (10,44 %), geordnet. Sämtliche Differenzen zwischen den relativen Wirksamkeiten eines Herbizids in den drei Testböden waren bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % statistisch gesichert.

In Boden C, der 4,35 % C enthielt, wiesen alle Herbizide eine höhere relative Wirksamkeit als in Boden D auf. Auch in dem Hochmoortorf (Boden F) mit 52,50 % C waren die Herbizide mit Ausnahme von TCA und Proximpham wirksamer als in Boden D.

Tabelle 22: ED₅₀-Werte für verschiedene Herbizide in vier Böden.

Angaben in ppm, Bezugseinheit Bodenvolumen

Herbizid	B o d e n			
	A	D	C	F
Prynachlor	2,96	2,80	2,10	2,57
TCA	4,65	6,46	5,15	7,55
Dalapon	1,54	2,58	1,90	1,57
Proximpham	7,20	32,83	17,30	127,50
Medinoterb- acetat	9,53	83,02	46,93	36,19
Noruron	0,163	1,65	1,15	0,712
Azolamid	0,762	14,00	5,50	1,90
C/C	0,226	3,92	1,75	1,06
Propham	1,18	21,17	10,06	3,05
Lenacil	0,121	2,33	1,19	0,572
Benzthiazuron	2,57	67,33	38,94	16,07
Pyrazon	1,01	30,48	14,50	1,60

Tabelle 23: Relative Wirksamkeit (R) mit oberer (R_o) und unterer (R_u) Vertrauensgrenze verschiedener Herbizide in drei Testböden.
Standardboden = Boden A

Herbizid	B o d e n					
	D		C		F	
	R	R_o R_u	R	R_o R_u	R	R_o R_u
Prynachlor	105,5	106,1 104,9	141,2	141,8 140,5	115,3	116,5 114,1
TCA	72,0	72,9 71,2	90,3	91,1 89,5	61,6	62,5 60,7
Dalapon	59,7	60,9 58,4	80,9	82,3 79,5	97,9	99,2 96,6
Proximpham	21,9	22,6 21,3	41,6	42,8 40,1	5,7	6,1 5,2
Medinoterb- acetat	11,5	12,8 10,2	20,3	21,2 19,4	26,3	27,7 24,9
Noruron	9,8	10,7 9,0	14,2	15,0 13,3	22,9	23,9 21,9
Azolamid	5,4	5,9 5,0	13,9	14,7 13,0	40,1	41,2 39,0
C/C	5,8	6,3 5,2	12,9	14,0 11,8	21,3	22,3 20,3
Propham	5,6	5,9 5,2	11,7	12,2 11,3	38,7	39,6 37,8
Lenacil	5,2	5,5 4,9	10,2	10,6 9,8	21,2	22,0 20,3
Benzthia- zuron	3,8	4,3 3,4	6,6	7,2 6,0	16,0	17,2 14,8
Pyrazon	3,3	3,6 3,0	7,0	7,6 6,3	63,1	64,1 62,2

Selbst ein Vergleich der relativen Wirksamkeiten zwischen dem Hochmoortorf und dem wesentlich kohlenstoffärmeren Boden C fällt bis auf TCA, Proximpham und Prynachlor zugunsten des Hochmoortorfs aus. Daraus geht hervor, daß die organische Substanz in Immissionsböden in Bezug auf die Beeinflussung der Herbizidwirkung nicht mit der eines Hochmoortorfs gleichzusetzen ist.

Eine Einstufung der geprüften Herbizide nach ihrer Wirksamkeit in den Testböden ergibt hohe Werte für die Wirkstoffe Prynachlor, TCA und Dalapon. Ihre relativen Wirksamkeiten liegen über 50 %. Zu einer weiteren Gruppe können Proximpham, Medinoterbacetat und Noruron zusammengefaßt werden. Diese Herbizide benötigen in den Testböden (Ausnahme Proximpham in Hochmoortorf) maximal eine 10-fache Erhöhung der Dosierung, um eine mit dem Standardboden vergleichbare Wirkung zu erzielen. Bei diesen Wirkstoffen (einschließlich Proximpham) handelt es sich um die Einzelkomponenten der Präparate, die im Freiland auf Immissionsstandorten vielfach besser als Lenacil und Pyrazon wirkten (B.2.2.1.1.). Die restlichen Herbizide (Azolamid, C/C, Proximpham, Lenacil, Benzthiazuron und Pyrazon) verlangen in Boden D eine Dosierung, die das 10-fache des Standardbodens übersteigt. In dieser Gruppe sind die Herbizide Azolamid, Proximpham und Pyrazon in Hochmoortorf wesentlich wirksamer als in den Immissionsböden.

2.2.2.2. Herbizidwirkung bei variiertem Wasserangebot

Neben der Herbizidwirkung bei konstantem Wasserangebot interessieren zur Erklärung der unterschiedlichen Freilandergebnisse in vier Versuchsjahren besonders die Reaktionen bei variiertem Wasserversorgung der Vegetationsgefäße. In dieser Versuchsreihe wurden Medinoterbacetat, Lenacil und TCA eingesetzt. Medinoterbacetat, ist mit 15 % in der Kombination P/M enthalten, die in dem Trockenjahr 1971 vergleichsweise gut wirkte. Dagegen

wies Lenacil bei trockenen Witterungsbedingungen eine ungünstigere Wirkung auf. Für die Untersuchungen wurden der Standardboden (A) und ein Immissionsboden (C) herangezogen. Es wurde mit zwei Varianten bei der Wasserversorgung gearbeitet. "Feucht" entsprach den Bedingungen der vorangegangenen Versuchsreihe (B.2.2.2.1.), während die Variante "trocken" jeweils 50 % der verfügbaren Wassermenge von "feucht" erhielt (s. Tabelle 6, Zeile 8). Im übrigen entsprachen Versuchsanlage und Versuchsdurchführung der unter B.1.3.2. gemachten Angaben. Der Versuchsablauf war so geplant, daß die Ansätze mit den einzelnen Herbiziden jahreszeitlich in die gleiche Zeitspanne fielen wie die entsprechenden Ansätze aus der Versuchsreihe B.2.2.2.1.. Auf diese Weise sollten ähnliche Temperatur- und Lichtverhältnisse erreicht werden. Die Auswertung erfolgte wiederum über die relativen Wirksamkeiten. Als Standard galt die Variante "feucht" der beiden Böden, während "trocken" als Test betrachtet wurde.

Die ED_{50} -Werte sind in der Tabelle 24 wiedergegeben. Ein Vergleich der Werte für die Variante "feucht" mit den entsprechenden Werten für die Böden A und C der vorangegangenen Versuchsreihe (Tabelle 22) zeigt eine recht gute Übereinstimmung. Bei den relativen Wirksamkeiten (R) kam zum Ausdruck, daß Lenacil bei höherer Wasserversorgung eine höhere Toxizität aufwies (Tabelle 25). Die R-Werte waren für beide Böden < 100 , jedoch ergab sich eine graduell unterschiedliche Reaktion. So trat bei Boden A in der Variante "trocken" ein stärkerer Wirkungsabfall gegenüber "feucht" als bei Boden C ein. Bei Medinoterbacetat und TCA war im Gegensatz zu Lenacil in der Variante "trocken" bei beiden Böden kein Wirkungsabfall festzustellen. Beide Herbizide wirkten in Boden C unabhängig von der Wassersättigung; in Boden A zeigten sie eine höhere Aktivität bei "trocken".

Abschließend ist hervorzuheben, daß die geringere Wirkung von Lenacil bei trockenen Bodenverhältnissen der schwachen Unkrautwirkung dieses Herbizids bei wenig Niederschlag im Freiland

Tabelle 24: ED₅₀-Werte für verschiedene Herbizide in zwei Böden bei unterschiedlicher Wassersättigung. Angaben in ppm, Bezugseinheit Bodenvolumen

Herbizid	B o d e n			
	A		C	
	"feucht"	"trocken"	"feucht"	"trocken"
Lenacil	0,152	0,476	1,32	1,55
Medinoterb- acetat	11,54	9,95	51,69	51,33
TCA	4,13	3,40	5,67	5,75

"feucht" : 2 Hy + 280 ml Wasser je Vegetationsgefäß

"trocken" : 2 Hy + 140 ml Wasser je Vegetationsgefäß

Tabelle 25: Relative Wirksamkeit (R) der Variante "trocken" gegenüber der Variante "feucht" mit oberer (R_o) und unterer (R_u) Vertrauensgrenze

Herbizid	B o d e n			
	A		C	
	R	R _o R _u	R	R _o R _u
Lenacil	31,9	32,4 31,3	85,3	87,9 82,8
Medinoterb- acetat	116,0	117,3 114,6	100,7	102,1 98,7
TCA	121,7	124,0 119,3	98,7	100,5 97,0

entspricht. Das eher gegenteilige Verhalten von Medinoterb-
acetat deutet sich bei der von der Bodenfeuchtigkeit unabhängi-
geren Wirkung der Wirkstoffkombination P/M im Freiland an.

2.3. Adsorptionsverhalten des Herbizids Propham

Nachdem sich in Gefäßversuchen unter kontrollierten Bedingungen
gezeigt hatte, daß die meisten Herbizide in kohlenstoffreichen
Böden eine geringere Aktivität besaßen, galt es zu untersuchen,
ob dieser Wirkungsabfall auf eine erhöhte Adsorption der Aktiv-
substanzen an die Böden zurückgeführt werden kann. Diese Unter-
suchungen wurden mit dem Herbizid Propham, einem wichtigen Ver-
treter der Carbamate und Bestandteil in den Wirkstoffkombinati-
onen P/P/N und P/M, als Modelladsorbat durchgeführt.

Als Adsorbentien dienten Böden, Komponenten des Braunkohlen-
flugstaubs und definierte Substanzen wie Aktivkohle und Ruß.
Die Adsorption unter Gleichgewichtsbedingungen wurde nach einer
Reaktionszeit von 12 Std. gemessen, und aus den Meßwerten für
verschiedene Konzentrationen die FREUNDLICHschen Adsorptions-
isothermen der Sorbentien ermittelt.

2.3.1. Adsorption an Böden

2.3.1.1. Mineralböden

Das Bodenspektrum bestand aus einem immissionsfreien Ver-
gleichsboden (A) und Bodenproben von verschiedenen Immissions-
standorten. Die Böden waren teilweise identisch mit denen der
Gefäßversuche (B.2.2.2.).

Die Steigungen der FREUNDLICHschen Adsorptionsisothermen ($\frac{1}{n}$)
lassen erkennen, daß in dem geprüften Konzentrationsbereich die
Adsorption von Propham mit steigender Gleichgewichtskonzentra-
tion linear zunahm (Tabelle 26). Dies bedeutet ein "ideales"
Adsorptionsverhalten, wie es wiederholt für Herbizide an Böden
gefunden wurde (BAILEY und WHITE, 1970).

Am wenigsten Prophan adsorbierte der immissionsfreie Boden A. Die weitere Rangfolge der k-Werte (= Adsorption von Prophan in $\mu\text{g/g}$ Boden bei einer Gleichgewichtskonzentration von $1 \mu\text{g/ml}$) entsprach dem C-Gehalt der Böden (s. Tabelle 26). Diese Beziehung zwischen Adsorption und Kohlenstoffgehalt war jedoch unter den gewählten Voraussetzungen, vermutlich wegen des geringen Stichprobenumfangs und der sehr großen Unterschiede im C-Gehalt der Böden, statistisch nicht zu sichern ($r=0,315$).

Tabelle 26: Gleichgewichtsadsorption von Prophan an Böden
(12 Std., $21 \pm 1^\circ\text{C}$)

Boden	% C	k	$\frac{1}{n}$
A	1,02	8,0	0,99
B	2,79	14,0	1,00
C	4,35	28,5	1,03
D	10,44	82,9	0,96
E	11,25	90,2	0,97

2.3.1.2. Organische Böden

Der Hochmoortorf "Oldenburg" (Boden F) wies einen k-Wert von 71 auf (Tabelle 27). Dies ist im Vergleich zu den Mineralböden nur eine geringe Prophanadsorption, wenn man den wesentlich höheren Kohlenstoffgehalt des Hochmoortorfs berücksichtigt. Es war nun zu prüfen, ob sich Moorböden allgemein durch eine geringe Sorptionskapazität für Prophan auszeichnen oder ob der relativ schwache Zersetzungsgrad dieses Torfs das Ergebnis bedingt hat. Es wurden daher zwei weitere Hochmoorherkünfte mit geringerem ("München") bzw. stärkerem Zersetzungsgrad ("Bremen") in die Untersuchungen einbezogen.

Es zeigte sich, daß diese beiden Substrate bei einer Gleichgewichtskonzentration von $1 \mu\text{g/ml}$ (= k-Wert) mehr Prophan als

Boden F adsorbierten (Tabelle 27). Die unterschiedlichen Steigungen ($\frac{1}{n}$) deuten an, daß die Isothermen der drei Hochmoorkherkünfte nicht parallel verliefen.

Nach diesen Ergebnissen ist keine klare Beziehung zwischen Zersetzungsgrad der organischen Substanz und der Herbizidadsorption zu erkennen. Inwieweit auf diese Resultate der pH-Wert in der Gleichgewichtslösung (Tabelle 11) einen Einfluß hatte, muß dahingestellt bleiben.

Tabelle 27: Gleichgewichtsadsorption von Propham an verschiedene Hochmoortorfe (12 Std., $21 \pm 1^\circ\text{C}$)

Hochmoortorf	Zersetzungsgrad		
	(v. POST)	k	$\frac{1}{n}$
"Oldenburg" (Boden F)	3	71,0	1,14
"München"	1	94,0	1,12
"Bremen"	9	145,0	0,96

2.3.1.3. Einfluß von Adsorption und C-Gehalt auf die Herbizidwirkung

Nachdem die Adsorption von Propham an verschiedenen Böden unter Gleichgewichtsbedingungen ermittelt war, interessierte es, welche Beziehungen zwischen der Adsorption einerseits und der Wirksamkeit der Herbizide in den gleichen Böden andererseits bestanden. Da die Adsorption von Propham auf die Gewichtseinheit Boden bezogen wurde, war es erforderlich, bei dieser Gegenüberstellung die gleiche Bezugseinheit auch für die Herbiziddosis zu wählen, die das Trockengewicht der Testpflanzen um 50 % vermindert. Diese ED_{50} -Werte wurden ebenso wie unter B.1.5. beschrieben, iterativ ermittelt, nur waren die Herbiziddosen auf die Gewichtseinheit statt auf die Volumeneinheit

Boden bezogen.

Die statistische Auswertung hat eine sehr gut gesicherte positive Korrelation ($r=0,978^{***}$) zwischen den k - und ED_{50} -Werten der sechs geprüften Böden (A, B, C, D, E, F) ergeben. Damit ist statistisch nachgewiesen, daß die unterschiedliche Wirkung in den verschiedenen Böden im Zusammenhang mit einer Adsorption des Wirkstoffs gesehen werden kann.

Die ED_{50} -Werte der fünf Mineralböden (A, B, C, D, E) korrelieren daneben eng mit den C-Gehalten dieser Böden ($r=0,979^{**}$), d. h. die Herbizidwirkung ist ebenfalls stark vom Kohlenstoffgehalt des Bodens abhängig. Dies ist vermutlich eine Folge der Abhängigkeit der Adsorption vom C-Gehalt, die jedoch ihrerseits statistisch nicht zu sichern ist (B.2.3.1.1.). Wird bei der Berechnung der Korrelation zwischen Herbizidwirkung und C-Gehalt mit allen sechs Böden gearbeitet, d.h. einschließlich des Hochmoortorfs (Boden F), sinkt r auf 0,426 ab. Damit wird deutlich, daß sich der Hochmoortorf im Hinblick auf die Beziehungen zwischen C-Gehalt des Bodens und Wirkung von Prophan anders verhält als die fünf Mineralböden, von denen vier Braunkohlenflugstaub enthielten. Ähnliche Resultate erbrachten die Gefäßversuche (B.2.2.2.1.) auch mit anderen Wirkstoffen. Dort konnte jedoch eine statistische Auswertung wegen des zu geringen Stichprobenumfangs nicht vorgenommen werden.

2.3.2. Adsorption an Komponenten des Braunkohlenflugstaubs und einige definierte Sorbentien

Braunkohlenflugstaub ist ein Gemisch verschiedener Stäube, die aus organischen und anorganischen Bestandteilen bestehen. Da in Böden, die Braunkohlenflugstaub enthielten, eine Zunahme der Prophanadsorption mit steigendem Gehalt an organischen Bestandteilen (gemessen als C-Gehalt) gefunden wurde, galt es ergänzend zu untersuchen, ob Sorptionsunterschiede zwischen den organischen und mineralischen Komponenten des Braunkohlenflugstaubs bestehen. Weiterhin interessierte das Verhalten von Prophan gegenüber einigen Modellsorbentien (Aktivkohle und Ruß), um Anhaltspunkte über den Sorptionsmechanismus zu bekommen. Die

Adsorption wurde wieder unter Gleichgewichtsbedingungen ermittelt und zur Auswertung der Ergebnisse die FREUNDLICHsche Adsorptionsisotherme herangezogen.

Die k-Werte und die Steigungen der Isothermen ($\frac{1}{n}$) für die verschiedenen Adsorbentien sind in der Tabelle 28 zusammengestellt.

Tabelle 28: Gleichgewichtsadsorption von Propham an verschiedene Sorbentien (12 Std., $21 \pm 1^\circ\text{C}$)

Sorbentien	k	$\frac{1}{n}$
Braunkohlenasche RWE (geglüht)	4	0,91
Braunkohlenasche RWE	29	1,00
Braunkohlenasche FORTUNA NORD < 0,4 mm	310	0,99
Braunkohle	890	0,99
Boden D > 0,4 mm	2500	0,96
Ruß Corax 6	6700	0,55
Feinkoks	11500	0,55
Flugkoks FORTUNA NORD > 0,315 mm	14500	0,96
Aktivkohle MERCK	64000	0,55
Aktivkohle BKC 1-3	81500	0,69

Die geringste Sorptionskapazität wies geglühte Braunkohlenasche auf. Dieses Material enthielt 0,12 % organisch gebundenen Kohlenstoff (B.1.4.2.1.). Der k-Wert von 4 war niedriger als der des Vergleichsbodens (Tabelle 26). Im ungeglühten Zustand enthielt die Asche 1,14 % organisch gebundenen Kohlenstoff und sie sorbierte dann etwa 7x mehr Propham. Eine Asche mit 10,72 % organisch gebundenem C (FORTUNA NORD < 0,4 mm) sorbierte etwa 10x mehr Propham als die RWE-Asche mit 1,14 % C.

Im Verhältnis zu ihrem C-Gehalt adsorbierte die Braunkohle mit einem k-Wert von 890 vergleichsweise wenig Propham. Die Frak-

tion $> 0,4$ mm des Bodens D hatte einen k-Wert von 2500. Dieser Wert lag im Vergleich zu dem des Bodens D selbst mit 82,9 außergewöhnlich hoch. Es kann daher angenommen werden, daß die Fraktion $> 0,4$ mm nicht repräsentativ für die organische Substanz dieses Bodens war, sondern daß sie relativ viel sorptionsstarke Flugkoksteilchen enthielt.

Ruß zeigte mit einem Steigungsmaß der Isotherme von 0,74 kein ideales Sorptionsverhalten. Eine Erklärung für diese relativ geringe Steigung der Isotherme könnte darin zu suchen sein, daß Ruß praktisch nur eine äußere Oberfläche besitzt und eine Kapillarkondensation kaum gegeben ist. Die Steigung der Isotherme für Feinkoks unterschied sich ebenfalls stark von denen der Aschen, Böden und der Braunkohle. Möglicherweise kann dies auf unterschiedliche Porenradien zurückgeführt werden.

Der Flugkoks entsprach im Steigungsmaß interessanterweise wieder den Aschen, Böden und der Braunkohle. Durch Säurebehandlung (Kochen in 10 %iger HCl) konnte die Sorptionskapazität dieses Materials nicht weiter erhöht werden.

Am meisten Prophan sorbierten zwei Aktivkohletypen. Die Steigungen der Isothermen wichen jedoch stark von denen der Aschen, Böden und der Braunkohle ab.

Die Rangfolge der k-Werte für Braunkohle, Ruß, Feinkoks, Flugkoks, Aktivkohle MERCK und Aktivkohle BKC 1-3 entspricht den zunehmenden spezifischen Oberflächen dieser Adsorbentien (Tabellen 8 und 10).

Zusammenfassend ergibt sich, daß die Hauptkomponenten des Braunkohlenflugstaubs unterschiedliche Mengen Prophan adsorbieren. Die stärkste Sorptionskapazität hat Flugkoks, deutlich weniger sorbiert Braunkohle, und die Sorptionskraft des mineralischen Anteils der Flugasche ist als sehr gering zu bezeichnen.

C. DISKUSSION

1. Verhalten von Herbiziden in Immissionsböden

1.1. Allgemeines

Ein besonderes Kennzeichen der Immissionsböden im rheinischen Braunkohlenrevier ist deren erhöhter Kohlenstoffgehalt. Der Kohlenstoffgehalt des Bodens ist ein entscheidender Faktor für das Verhalten von Herbiziden im Boden. Es lag daher nahe, im Zusammenhang mit dem vorliegenden Thema dem C-Gehalt der untersuchten Böden eine besondere Aufmerksamkeit zu schenken.

Die Kartierung der C-Gehalte für die beiden näher untersuchten Immissionsstandorte Neurath und Hürth-Frechen läßt erkennen, daß diese Standorte innerhalb der Einflußzone 7 der Staubpegelmessungen von HÖLTE (1957) liegen. Diese Übereinstimmung war nicht ohne weiteres zu erwarten. Es ist zu berücksichtigen, daß HÖLTE den Gesamtstaubgehalt der Luft (Abdampfdruckstand) innerhalb eines relativ kurzen Zeitraums (14.5.-16.9.1952) ermittelt hat. In der vorliegenden Untersuchung wurde dagegen der organische, auf den Erdboden sedimentierte Anteil der Immission als ein Integral über sämtliche Immissionsjahre gemessen. Die Übereinstimmung ist damit zu erklären, daß die Emissionssituation im Rheinland von 1936 bis 1955, mit Ausnahme des Kriegsjahres 1945, fast gleichbleibend war (ANONYM, 1965). Weiterhin kann für den gleichen Zeitraum mit einem Anteil von ca. 40-50 % Brennbarem in den Emissionen gerechnet werden. Die Situation änderte sich grundlegend, als Ende der 50er, Anfang der 60er Jahre im Rheinland eine Umstellung von Rost- auf Staubfeuerung erfolgte. Lediglich von den zwei Brikettfabriken in Neurath war das Werk "Neurath" bereits ab 1930 mit neuen Kesseln und wirksamen Abgasfiltern ausgerüstet worden (mündl. Mitteilung RHEIN-BRAUN AG, 1973).

Obwohl die Immissionsstandorte Neurath und Hürth-Frechen teilweise deckungsgleich mit den entsprechenden Staubpegelzonen 7

nach HÖLTE sind, handelt es sich bei den Standorten doch keineswegs um Böden mit einheitlichem C-Gehalt. Wenn bei HÖLTE diese Räume in eine Staubpegelzone eingeordnet worden sind, so ist dies darin begründet, daß die Zone 7 als höchste Klasse mit $> 2500 \text{ mg/m}^2$ Abdampfrückstand definiert ist und keine weitere Differenzierung mehr vorgenommen wurde. Die für die Immissionsstandorte Neurath und Hürth-Frechen gefundene relativ gute Übereinstimmung mit der Staubpegelzone 7 nach HÖLTE läßt vermuten, daß es im rheinischen Braunkohlenrevier weitere Standorte gibt, die einen erhöhten Kohlenstoffgehalt aufweisen. Dies könnte z.B. für den Raum Oberaußem/Niederaußem (zwischen Horrem und Bergheim) zutreffen. Die in diesem Gebiet bereits beobachtete unzureichende Wirkung der Normaldosierung einiger Bodenherbizide bestätigen diese Vermutung (mündl. Mitteilung LANDWIRTSCHAFTSSCHULE und WIRTSCHAFTSBERATUNGSSTELLE BERGHEIM, 1972).

Im Zusammenhang mit dem Problem der Dosierung von Herbiziden nach dem C-Gehalt des Bodens wäre es von besonderem Interesse, Anhaltspunkte über eine mögliche Veränderung des jetzigen Bodenzustandes der Immissionsstandorte zu bekommen. Die vorliegende Untersuchung war zu kurzfristig, um hierzu konkrete Aussagen machen zu können. Da die Emissionen jedoch seit 1955 ständig zurückgehen und insbesondere der Kohlenstoffgehalt infolge der feuerungstechnischen Fortschritte in den Emissionen auf ein Minimum zurückgedrängt wurde, kann davon ausgegangen werden, daß eine weitere immissionsbedingte Erhöhung des C-Gehaltes in den Böden in der Zukunft unwahrscheinlich ist. Das Interesse konzentriert sich daher auf die Möglichkeiten eines mikrobiellen Abbaus des organischen Materials im Boden. Berücksichtigt man hierzu die nicht sehr eindeutigen Ergebnisse, die über die Zersetzung von Braunkohle vorliegen, und das ungünstige C/N-Verhältnis in Immissionsböden, so kann gefolgert werden, daß für eine Verringerung des jetzigen C-Gehaltes der Böden auf absehbare Zeit keine Anhaltspunkte gegeben sind. Denkbar erscheint dagegen eine Verminderung des C-Gehaltes durch eine

Krumenvertiefung (Verdünnungseffekt).

Im Zusammenhang mit der Anwendung von Bodenherbiziden interessieren neben dem C-Gehalt besonders die Kationenaustauschkapazität und der Tongehalt der Immissionsböden. Die gefundene positive Korrelation zwischen C-Gehalt und T-Wert bringt zum Ausdruck, daß das Immissionsmaterial zu Austauschreaktionen befähigt ist. Herbizide, die als Kation oder in protonierter Form vorliegen, können somit von den Böden chemisch gebunden werden. Der Tongehalt war in den untersuchten Böden kaum verändert. LANGNER (1969) fand auf den Immissionsstandorten Neurath und Weißweiler mit zunehmendem C-Gehalt einen abnehmenden Tongehalt. Das bedeutet für die Herbizidwirkung, daß der Tongehalt nicht als signifikanter Faktor in Erscheinung treten wird.

Die positive Korrelation zwischen C- und Mg-Gehalt des Bodens ist zweifellos immissionsbedingt. Nach LIU et al. (1970 b) hat der Magnesiumgehalt im Boden einen Einfluß auf die Adsorption von Herbiziden. ERNST (1971) fand, daß zwischen der Herbizidwirkung und dem Mg-Gehalt des Bodens eine negative Korrelation bestand. Da jedoch der Mg-Gehalt auch mit dem C-Gehalt korreliert war, sieht ERNST den C-Gehalt als den Hauptfaktor für die Herbizidwirkung an. In Immissionsböden dürften ähnliche Verhältnisse vorliegen, d.h. der C-Gehalt ist als der entscheidende Faktor für das Verhalten der Herbizide anzusprechen.

Neben dem Magnesium- war auch der Calciumcarbonatgehalt in den Immissionsböden erhöht. In der Literatur wird über die Wirkungsminderung von Pyrazon durch CaCO_3 im Boden berichtet (HOROWITZ, 1968). Die Ergebnisse stammen allerdings aus einem anderen Klimaraum (Israel), und der Gehalt an CaCO_3 in den Böden betrug bis zu 51 %. Wegen der wesentlich geringeren Kalkgehalte in den Immissionsböden und der Korrelation mit dem C-Gehalt dürfte CaCO_3 allein in den untersuchten Immissionsböden keinen wesentlichen Einfluß auf die Herbizidwirkung ausüben.

Die bodenphysikalischen Untersuchungen haben einen signifikanten Einfluß des Kohlenstoffgehaltes auf den Wasserhaushalt des Bodens ergeben. Sowohl Wasserkapazität als auch Hygroskopizität und Wassergehalt im lufttrockenen Zustand sind erhöht. Berücksichtigt man weiterhin die vermutlich höhere Bodentemperatur infolge erhöhter Strahlungsabsorption des dunklen Bodens, so ist es denkbar, daß unter extremen Witterungsbedingungen (trockenes Frühjahr) ein Immissionsboden an der Oberfläche stärker austrocknet und weniger Feuchtigkeit für die Herbizidwirkung zur Verfügung stellen kann als ein immissionsfreier Lößlehm unter vergleichbaren klimatischen Bedingungen. LANGNER (1969) vermutet einen höheren Wasserverlust in Immissionsböden infolge des hohen Anteils an Grobporen und der damit verbundenen beschleunigten Ausschöpfung des Wasservorrats in Zeiten hohen Wasserverbrauchs und geringer Niederschläge.

1.2. Propham

Flugaschen können auf Grund ihres mehr oder weniger hohen Gehaltes an porösem Flugkoks als wirksame Sorbentien für organische Verbindungen angesehen werden. Dies wurde auch am Beispiel des Herbizids Propham nachgewiesen. Sowohl bei Flugaschen als auch bei Immissionsböden stieg die Prophamadsorption mit steigendem Kohlenstoffgehalt des Adsorbens an. Dies entspricht generell einer oft gefundenen Beziehung, wonach die Adsorption von Herbiziden an Böden positiv mit deren C-Gehalt korreliert ist (s. Übersichtsarbeiten von STEVENSON, 1972 und WOLCOTT, 1970).

Aufschlußreich ist eine Gegenüberstellung der Ergebnisse mit denen von JARCZYK (1972). JARCZYK fand ebenfalls für Propham (und einige andere Herbizide) eine "Tendenz zu einer Adsorptionszunahme mit einem steigenden C-Gehalt des Bodens". Ein Boden mit einem C-Gehalt von 1,05 % und einem Tongehalt von 18,2 % adsorbierte 6,6 µg Propham je g Boden bei einer Konzentration von 1 ppm. Dies entspricht in der Größenordnung dem

k-Wert von 8,0 für den Boden A mit 1,02 % C und 17,2 % Ton. Als höchste Adsorption ermittelte JARCZYK 10,0 µg Prophan/g Boden für einen Boden mit 30,9 % C und 7,3 % Ton. Dieser Wert weicht in der Größenordnung erheblich von den Ergebnissen mit Immissionsböden ab. So hat unter den gewählten Versuchsbedingungen Boden B mit 2,79 % C bereits einen k-Wert von 14,0. Diese Diskrepanz in der Sorptionskapazität muß auf die unterschiedliche Qualität der organischen Substanz in den Böden zurückgeführt werden. Die Adsorptionsverhältnisse in Immissionsböden unterscheiden sich demnach graduell von denen anderer Böden. Die grundsätzliche Beziehung, daß die Adsorption von Prophan mit steigendem C-Gehalt des Bodens zunimmt (JARCZYK, 1972; SPENGLER, 1968) gilt ebenfalls für Immissionsböden. Durch die Adsorption wird auch ein tieferes Eindringen von Prophan in den Boden verhindert (JARCZYK, 1972; OSTROWSKI, 1967; WAGENBRETH und TROMMER, 1971).

Die Abhängigkeit der Prophanadsorption von der spezifischen Oberfläche der Sorbentien zeigte sich an den Komponenten des Braunkohlenflugstaubs und an der starken Adsorption der oberflächenreichen Aktivkohlen. Auch für Chlorprophan konnte BRADY (1965) eine Beziehung zwischen der Adsorption und der spezifischen Oberfläche von Sorbentien, einschließlich Aktivkohle, nachweisen. Eine hohe Adsorption von Prophan an Aktivkohle fanden ebenfalls LEOPOLD et al. (1960). Die von RIPPER (1958) mitgeteilten Ergebnisse über einen Schutz von Zuckerrübenkeimlingen vor Prophankontamination im Boden durch Aktivkohle dürften in gleicher Weise auf eine starke Adsorption des Wirkstoffs zurückzuführen sein.

Als Bindungsformen zwischen Prophan und den Adsorbentien sind verschiedene Mechanismen denkbar. COFFEY (1967) und WEBER et al. (1965) diskutieren die Möglichkeit, daß Aktivkohle über ähnliche Sorptionsmechanismen verfügt wie die organische Substanz des Bodens. Sie begründen dies mit dem Vorhandensein von COOH-, CH₃- und OH-Gruppen an Aktivkohle und an der organischen

Substanz. Für Chlorpropham vermutet SCHWARZ (1967) eine Wasserstoffbrückenbindung zwischen dem Aminowasserstoffatom des Chlorprophams und Carbonylsauerstoffatomen an der Kohlenoberfläche. Ein ähnlicher Mechanismus wäre auch für die Prophamad-sorption an Aktivkohle denkbar. Eine Wasserstoffbrückenbindung des Prophams kann auch für Braunkohle vermutet werden, da Braunkohle über einen relativ hohen Sauerstoffgehalt verfügt, der überwiegend in funktionellen Gruppen lokalisiert ist. Ebenso könnte bei Flugkoks eine Wasserstoffbrückenbindung mit Propham vorliegen.

Intensiv wird bei Herbiziden die Möglichkeit eines "hydrophobic bonding" diskutiert (BRIGGS, 1969; HAYES, 1970; HANCE, 1967). Hierbei handelt es sich um einen unspezifischen Adsorptionsmechanismus, der auf Grund von Hydrophobieerscheinungen bei Adsorbat und Adsorbent zustande kommt. An dieser Bindung ist besonders die organische Substanz des Bodens auf Grund ihrer aromatischen hydrophoben Strukturen beteiligt. Braunkohle ist reich an diesen Strukturen (LISSNER, 1960). Ebenfalls ist Aktivkohle als ein hydrophober Festkörper anzusehen (SCHWUGER, 1969). Für ein "hydrophobic bonding" des Prophams spricht die ca. 10 mal höhere Sorption an Braunkohle gegenüber Torf. Braunkohle enthält größere Mengen hydrophobes Lignin, das u. a. als Adsorbent für Atrazin (DUNIGAN und McINTOSH, 1971), Swep (CHIN et al., 1964) und Dichlobenil (MASSINI, 1961) bekannt ist. SIEGEL (1969) vermutete eine Komplexbildung zwischen Propham und Lignin in der Pflanze. Schließlich konnte BRIGGS (1969) an Hand einer homologen Reihe von Alkyl-N-Phenylcarbamaten (unter Einbeziehung von Propham) nachweisen, daß deren Sorption an Böden mit zunehmender Länge der Alkylseitenketten, d. h. mit zunehmender Lipophilie, ansteigt.

Unbedeutend scheint dagegen für Propham eine Bindung über eine Ionenaustauschreaktion zu sein. Darauf deutet die relativ geringe Sorption an Torf (Boden F), dessen Kationenaustauschkapazität sehr hoch liegt, hin.

In dieser Untersuchung konnte keine klare Bestätigung dafür gefunden werden, daß die Adsorption von Herbiziden vom Zersetzungsgrad bzw. der Qualität des organischen Substrates abhängt, wie u. a. von DOHERTY und WARREN (1969) und TALBERT und FLETCHALL (1965) vermutet wird. Möglicherweise wird dieser Effekt durch den abnehmenden Gehalt an organischer Substanz mit steigendem Zersetzungsgrad überlagert.

Insgesamt lassen die Ergebnisse den Schluß zu, daß die Adsorption von Propham an Braunkohlenflugstaub qualitativ ähnlich verläuft wie an Aktivkohle und organischer Substanz des Bodens; quantitativ ist die vergleichsweise hohe Sorptionskapazität des Immissionsmaterials hervorzuheben. JOHNSON et al. (1966) fanden, daß die Steigungen der Sorptionsisothermen für organische Verunreinigungen in Abwässern an Flugaschen und an Aktivkohlen ähnlich verlaufen.

Die Adsorption an Flugasche scheint in einigen Fällen reversibel zu sein. So berichten RIECHE und STRANKMÜLLER (1958) über eine teilweise Auswaschung von an Flugasche adsorbierten Phenolen. Ebenso ist eine Desorption von Aktivkohle möglich, wie es z.B. für einige Herbizide nachgewiesen werden konnte. Dieser Prozeß verläuft jedoch langsamer als die Adsorption (COFFEY, 1967; WEBER et al., 1968). Die Kinetik der Desorption von Flugkoks und Braunkohle wurde mit dem Herbizid Monolinuron untersucht. Dabei zeigte sich, daß nach fünfmaliger Extraktion mit Aceton sämtliches Monolinuron von Braunkohle desorbiert war. Unter den gleichen Bedingungen wurden von einem Immissionsboden (D) 40 % und von Flugkoks (FORTUNA NORD) nur 9,5 % Monolinuron desorbiert (persönl. Mitteilung SÜSS, 1972). Demnach kann an Braunkohlenflugstaub sorbiertes Monolinuron mit organischen Lösungsmitteln wieder freigesetzt werden; dieser Vorgang verläuft jedoch bei Flugkoks wesentlich langsamer als bei Braunkohle. Auch hier kommt, wie bei der Adsorption von Propham, zum Ausdruck, daß sich der aus Braunkohle entstandene Flugkoks wesentlich anders verhält als Braunkohle selbst.

1.3. Übrige Herbizide

Wegen der überragenden Bedeutung, die der Adsorption für das Verhalten von Herbiziden im Boden zukommt, ist zu vermuten, daß - wie bei Protham - eine enge Beziehung zwischen Adsorption und biologischer Aktivität auch bei den meisten anderen Wirkstoffen besteht.

Für Pyrazon wurde wiederholt ein Rückgang der Unkrautwirkung bei hohem Gehalt des Bodens an organischer Substanz festgestellt (MÜHLETHALER, 1964; NEURURER, 1966; SCHMIDT und MEYER, 1968). OSTROWSKI (1967) fand eine negative Korrelation zwischen dem Humusgehalt von Böden und der Auswaschung von Pyrazon. Eine Adsorption von Pyrazon an die organische Substanz des Bodens konnten u. a. DOHERTY und WARREN (1969), SMITH (1968) und SÜSS und WAGNER (1969) nachweisen. Mit Hilfe von Aktivkohle konnte Pyrazon im Boden "entgiftet" werden (BRENCHLEY, 1968). Auf Grund dieser Befunde kann davon ausgegangen werden, daß die sehr starke Wirkungsminderung von Pyrazon in Immissionsböden in erster Linie auf einer Adsorption des Herbizids an die organischen Bestandteile des Braunkohlenflugstaubs beruht. Aufschlußreich ist im Zusammenhang mit der vorliegenden Untersuchung auch die Beobachtung von NEURURER (1969), daß Pyrazon auf einem schmalen Feldstreifen, der Schlacken enthielt, nicht wirkte.

Lenacil wirkte unter Gewächshausbedingungen in kohlenstoffreichen Immissionsböden ähnlich ungünstig wie Pyrazon. NEURURER (1972) fand dagegen, daß die Wirkung von Lenacil stärker durch den Ton- als durch den Humusgehalt gemindert wird. Eine Abhängigkeit der Lenacilwirkung von der Bodenart bei Böden mit <3 % organischer Substanz stellten FORREST et al. (1966) fest. Über eine gute Lenacilwirkung auf Moorböden in Ostengland berichtet RAMAND (1969 und 1970). Demnach scheint der Wirkstoff auf diesen organischen Böden relativ gut pflanzenverfügbar zu sein. Für Immissionsböden muß dagegen angenommen werden, daß Lenacil - ähnlich wie Protham - von den organischen Bestandteilen des Flugstaubs stärker sorbiert wird als von nativer

organischer Substanz des Bodens. Für eine Sorption des Wirkstoffs an die organische Substanz des Bodens sprechen auch die Ergebnisse von OSTROWSKI (1967), wonach die Lenacilauswaschung - genau wie bei Pyrazon - umgekehrt proportional zum Humusgehalt der Böden war.

Für herbizidwirksame Harnstoffderivate ist die Adsorption an die organische Substanz des Bodens (HANCE, 1965; SHEETS, 1964) und an Aktivkohle (BURR et al., 1972; JORDAN und SMITH, 1971) wiederholt nachgewiesen worden. Im Zusammenhang mit der bearbeiteten Fragestellung sind weiterhin die Ergebnisse von HILTON und YUEN (1963 und 1966) und YUEN und HILTON (1962) über die Adsorption von Harnstoffderivaten an kohleartige Immissionen der Zuckerrohrindustrie auf Hawaii bedeutsam. Weiterhin ist die Adsorption einiger Harnstoffderivate an Immissionsböden aus dem Rheinland untersucht worden. SCHMIDT (1972) fand mit fünf verschiedenen Böden eine statistisch gesicherte Beziehung zwischen der Wirkung von Methabenzthiazuron und dem C-Gehalt des Bodens sowie der Kationenaustauschkapazität und er führt diesen Befund auf eine Wirkstoffadsorption zurück. Der Boden V jenes Bodenspektrums ist auf Standort Nr. 15 (Immissionsstandort Neurath) dieser Untersuchung entnommen worden. Das Herbizid Linuron wird von Boden D genau 10 mal stärker adsorbiert als von einem lehmigen Sand mit 1,55 % C, 6,5 % Ton und 23,1 % Schluff (persönl. Mitteilung PESTEMER, 1972).

Für den Flugkoks FORTUNA NORD liegen Ergebnisse über die Adsorption von Monolinuron vor (SÜSS et al., 1972). Auf Grund dieser Befunde kann davon ausgegangen werden, daß die Wirkungsminderung der Harnstoffderivate Benzthiazuron und Noruron, wie sie in den Gefäßversuchen beobachtet wurde, vorrangig auf einer Adsorption der Wirkstoffe an die organische Fraktion in den Immissionsböden beruht. Als Adsorptionsmechanismen sind die bei Harnstoffderivaten diskutierten Wasserstoffbrückenbindung und "hydrophobic bonding" (BRIGGS, 1969; HANCE, 1967; STEVENSON, 1972) denkbar.

Die höhere Aktivität von Noruron gegenüber Benzthiazuron kann

evtl. auf eine geringere Adsorption zurückgeführt werden, da dieser Wirkstoff nach FRYER und EVANS (1968) wasserlöslicher ist (150 ppm) als Benzthiazuron (12 ppm).

Das Verhalten des Harnstoffderivates Cycluron in der Wirkstoffkombination C/C ist schwer abzuschätzen. Wegen der von ARNDT (1960) gefundenen Korrelation zwischen der Adsorption von Cycluron und den Bodenkennwerten Humusgehalt, T-Wert und Hygrokopizität kann jedoch auch für diesen Wirkstoff eine Adsorption in den Immissionsböden angenommen werden.

Aus der Gruppe der Carbamate waren neben dem bereits besprochenen Propham weiterhin Proximpham und Chlorbufam in die Untersuchungen einbezogen. Auf eine Diskussion des möglichen Verhaltens von Chlorbufam muß verzichtet werden, da die Wirkung nur im Komplex mit dem Mischungspartner Cycluron gesehen werden kann.

Proximpham zeichnete sich gegenüber Propham durch eine höhere Aktivität in Immissionsböden aus. Dies entspricht der unterschiedlichen Adsorption der beiden Wirkstoffe, die ihrerseits wiederum auf die Löslichkeitsverhältnisse in Wasser (Propham 250 ppm, Proximpham 500 ppm) zurückzuführen ist. Bei beiden Wirkstoffen besteht eine positive Korrelation zwischen Adsorption und C-Gehalt des Bodens (SPENGLER, 1968), so daß auch für Immissionsböden eine adsorptive Bindung von Proximpham angenommen werden kann. Im Gegensatz hierzu beruht die sehr geringe Aktivität von Proximpham in saurem Hochmoortorf in erster Linie auf einem raschen Wirkstoffverlust infolge saurer Hydrolyse. Der Einfluß von organischer Substanz und Bodenreaktion auf die Wirkung von Proximpham kommt ebenfalls in den Freilandergebnissen von ERNST (1971), der mit Kombinationspräparaten auf Proximphambasis arbeitete, zum Ausdruck. Der Tongehalt wirkte sich nur dann auf die Wirkung der Herbizide aus, wenn er extrem hohe Werte annahm (>40 %).

Die chlorierten Fettsäuren werden im Gegensatz zu anderen Herbizidgruppen kaum oder nur schwach von Böden adsorbiert

(KEARNEY et al., 1965; WARREN, 1956). Ebenso ist die Adsorption an Aktivkohle unbedeutend (LEOPOLD et al., 1960). Es ist deshalb auch nicht möglich, empfindliche Pflanzen durch Anwendung von Aktivkohle vor TCA (RIPPER, 1958) und vor Dalapon (LONG und SCRANTON, 1969) im Boden zu schützen.

Es ist daher denkbar, daß die geringere Wirkung von TCA und Dalapon in Immissionsböden nur teilweise auf einer schwachen Adsorption beruht. Daneben ist es bei einer Versuchsdauer von insgesamt 24 Tagen nicht auszuschließen, daß bei diesen relativ schnell abbaubaren Wirkstoffen ein Wirkstoffverlust durch Degradation eingetreten ist (FOY, 1969). UPCHURCH und MASON (1962) führten die geringe Wirkung von Dalapon bei zunehmendem Kohlenstoffgehalt des Bodens ausschließlich auf eine Adsorption zurück. Dies ist nach KEARNEY et al. (1965) nicht möglich, da bei einer längeren Versuchsdauer die Abbaurrate nicht außer Acht gelassen werden darf.

Bemerkenswert ist die höhere Wirkung von Dalapon in dem sauren Hochmoortorf. Dieser Befund steht nicht in Einklang mit den Ergebnissen bei aromatischen Säuren, die stärker sorbiert werden, wenn der negative Logarithmus der Aziditätskonstanten des Adsorbats (pK_a -Wert) ⁺ und der pH-Wert im System dicht beieinander liegen (WARD und GETZEN, 1970). CORBIN et al. (1971) fanden jedoch ebenfalls eine zunehmende Aktivität von Dalapon bei sinkendem pH-Wert des Bodens, die damit erklärt wurde, daß der Wirkstoff im sauren Milieu wesentlich langsamer abgebaut wird und daher unter diesen Bedingungen den Pflanzen über einen längeren Zeitraum höhere Wirkstoffkonzentrationen als in einem neutralen Boden zur Verfügung stehen.

Über das Verhalten von Medinoterbacetat, Azolamid und Pryna-chlor lassen sich aus den Versuchsergebnissen noch keine allgemeinen Schlußfolgerungen ableiten. Medinoterbacetat gehört zur Gruppe der Dinitro-Phenole. Hier ist z.B. für Dinoseb bekannt, daß die Herbizidwirkung vom Gehalt des Bodens an organischer Substanz abhängig ist (DOWLER et al., 1958). Dinoseb wird jedoch weniger als Chlorpropham von Aktivkohle und Moor-

⁺) pK_a -Wert für Dalapon = 1,84 (NELSON und FAUST, 1969)

boden adsorbiert, und die Adsorption an Bentonit ist bei hohem pH (8,4) wesentlich geringer als bei niedrigem (COFFEY, 1967; HARRIS und WARREN, 1964). Damit könnte die relativ gute Wirksamkeit des Medinoterbacetats in den Immissionsböden erklärt werden.

Die Wirkung von Azolamid war in den Immissionsböden vermutlich infolge starker Adsorption gering. Dieser Befund überrascht, weil der Wirkstoff sehr gut wasserlöslich ist (55.000 ppm nach EUE et al., 1970).

Die hohe Aktivität des Acetamids Prynachlor in Immissionsböden sollte Anlaß zu weiterführenden Studien über das Verhalten dieser Wirkstoffgruppe in Böden sein, zumal sich inzwischen gezeigt hat, daß auch Alachlor und Propachlor in ähnlicher Weise reagieren (NIEMANN, unveröffentlichte Ergebnisse). Über eine hohe Aktivität von Acetamiden in Moorböden berichtete PAROCHETTI (1973).

2. Beziehungen zwischen Witterungsverlauf und Herbizidwirkung in verschiedenen Versuchsjahren

Bei einem Vergleich der Witterungsverläufe in den vier Versuchsjahren 1969-1972 fällt das Jahr 1971 mit einer niederschlagsfreien Periode von drei Wochen um die Monatswende März/April aus dem Rahmen (Anhangsabb. II). Während dieser Zeit erfolgten die Herbizidbehandlungen. Auch von den anschließenden fünf Wochen waren vier durch trockene Witterung gekennzeichnet. Im Gegensatz hierzu fielen 1970 innerhalb der Applikationszeitspanne Niederschläge, und 1969 sowie 1972 setzten Niederschläge unmittelbar nach der Spritzperiode ein. Diese Angaben für den Standort Fischenich wurden ergänzt durch eine Zusammenstellung der Niederschläge an allen einzelnen Versuchsstandorten (Anhangstabelle I).

Die Zahlenangaben bestätigen, daß im Versuchsjahr 1971 - mit Ausnahme von Standort 45 - in den ersten zwei Wochen nach der Herbizidapplikation praktisch kein Niederschlag fiel. Die Unkrautwirkung der Herbizide war dementsprechend allgemein ungünstig. Lediglich Standort 45 hob sich durch höhere Wirkungsgrade ab (Tabelle 13). Dies entspricht wiederum den günstigeren Niederschlagsverhältnissen. Auf die weiterhin zu vermutende höhere Empfindlichkeit der Unkrautkeimlinge infolge des späteren Spritztermins sei auch in diesem Zusammenhang nochmals hingewiesen.

Die in dem Trockenjahr zwischen den Herbiziden beobachteten Wirkungsunterschiede lassen erkennen, daß Lenacil offenbar für eine ausreichende Wirkung mehr Feuchtigkeit als P/P/N und P/M benötigt. Die unzureichende Wirkung kann mit Sicherheit nicht auf zu geringe Aufwandmengen zurückgeführt werden, da der Nachwirkungsversuch im gleichen Jahr und die Ergebnisse 1972 positiv ausfielen.

Die weiteren Beziehungen zwischen Witterungsverlauf und Herbizidwirkung lassen sich am wirkungsvollsten durch die Gegenüber-

stellung vergleichbarer Standorte in verschiedenen Versuchsjahren aufzeigen. So ist die bessere Unkrautwirkung auf Standort 45/1972 gegenüber Standort 45/1971 im Zusammenhang mit der etwa doppelten Niederschlagsmenge in 1972 zu sehen. Weiterhin muß berücksichtigt werden, daß 1972 die Spritzung zeitlich eher nach der Saat erfolgte und dadurch zusätzlich die geringe Winterfeuchtigkeit besser ausgenutzt werden konnte als 1971. Noch gravierendere Unterschiede bei den Niederschlagsverhältnissen ergeben sich bei den Standorten 34/1971 und 46/1972: 1971 fielen innerhalb der ersten drei Wochen nach der Spritzung nur 5 mm Niederschlag, denen 1972 51 mm gegenüberstehen. Entsprechend war die Unkrautwirkung 1972 besser als 1971, obwohl die Temperatur- und Lichtverhältnisse 1971 eher günstiger für die Herbizidwirkung waren als 1972.

Im Jahr 1970 sind die Standorte 14 und 8 mit 28 und 30 des Jahres 1971 bezüglich Bodeneigenschaften und Dosierung vergleichbar. Die Unkrautwirkung war 1970 ausnahmslos besser als 1971. Dies entspricht wiederum den unterschiedlichen Niederschlägen. Zur Erklärung der relativ günstigen Wirkung der Herbizide auf den Standorten 17 und 18 des Jahres 1970, die nur 6 mm Niederschlag in den ersten zwei Wochen nach dem Spritzen erhielten, ist zu berücksichtigen, daß dort 38 mm Niederschlag zwischen Saat und Herbizidapplikation gefallen sind. Vermutlich hat die daraus resultierende höhere Bodenfeuchtigkeit beim Spritzen zur Wirkung der Herbizide beigetragen.

Im Jahr 1969 lassen sich sämtliche Standorte gegenüberstellen, da die Aufwandmengen identisch waren. Dabei ergibt sich die Situation, daß die Herbizide auf Standort 41 mit 1,60 % C teils schlechter gewirkt haben als auf Standort 38 mit 3,38 % C. Dies wird auf die unterschiedlichen Niederschlagsmengen besonders in den ersten zwei Wochen nach der Spritzung zurückzuführen sein (Anhangstabelle I).

Die Herbizidwirkung erstreckt sich neben der Unkrautwirkung

auch auf die Nebenwirkungen gegenüber den Kulturpflanzen. Es ist hervorzuheben, daß eine auffallende Parallelität zwischen der Unkrautwirkung bei verschiedenen Witterungsverhältnissen und den Nebenwirkungen auf Zuckerrüben besteht. So waren in dem Trockenjahr 1971 in den Behandlungen - mit Ausnahme von Standort 45 - praktisch keine negativen Einflüsse auf die Bestandesdichte (Tabelle 14) festzustellen. Dagegen traten in den übrigen Versuchsjahren teilweise signifikante Verminderungen der Bestandesdichte gegenüber Unbehandelt auf. Ähnliches gilt für den Deckungsgrad der Rüben und die Blattflächen (Stadium D4), die 1971 in allen Varianten nahezu ausgeglichen waren, während 1970 und 1972 in einigen Fällen die Herbizidbehandlungen einen negativen Einfluß zeigten (B.2.2.1.2.).

Abschließend ergibt sich aus diesen Gegenüberstellungen von Witterungsverlauf und Herbizidwirkung, daß der Faktor "Witterung" neben dem Boden von entscheidendem Einfluß für die Herbizidwirkung sein kann. Daraus resultiert je nach Herbizid eine Variationsbreite der Ergebnisse zwischen den Jahren. Dies entspricht den Erfahrungen verschiedener Autoren, die ebenfalls unter Freilandbedingungen gearbeitet haben (BEINHAUER und SIPOS, 1966; ERNST, 1971; GERMAR, 1971; LAU, 1970).

3. Beziehungen zwischen den Ergebnissen aus verschiedenen Versuchsreihen

3.1. Labor-/Gefäßversuche

Die starke Sorption von Propham in kohlenstoffreichen Böden äußert sich in erhöhten ED_{50} -Werten mit steigendem C-Gehalt. Da die Trockengewichte der Testpflanzen in den unbehandelten Varianten der einzelnen Böden in diesem Versuchsansatz keine signifikanten Unterschiede gezeigt haben, kann davon ausgegangen werden, daß die pflanzenverfügbaren Prophamkonzentrationen in den einzelnen Böden im Bereich der ED_{50} -Werte etwa gleich waren. Aus Laborversuchen war die Adsorption von Propham bei denselben Böden bekannt, und es soll nun geprüft werden, ob sich rechnerisch bestätigen läßt, daß die pflanzenverfügbaren Prophamkonzentrationen im Bodenwasser identisch waren.

Der Rechengang ist in Anhangstabelle X für Boden A als Beispiel dargestellt. Im Laborversuch trat durch die Adsorption eine Verminderung der Ausgangskonzentration um etwa 50 % ein. Nehmen wir gleiche Verhältnisse im Gefäßversuch an, so ergeben sich Gleichgewichtskonzentrationen von 1,88; 2,81; 3,75 und 4,68 ppm Propham bei den vier verwendeten Dosierungsstufen. Unterstellt man weiterhin, daß die adsorbierte Wirkstoffmenge bei einer bestimmten Gleichgewichtskonzentration im Labor- und im Gefäßversuch gleich ist, dann müßten je nach Dosierungsstufe 31,0; 46,4; 61,8; 77,2 mg Propham je Gefäß adsorbiert worden sein. Dies ist jedoch erheblich mehr Wirkstoff, als den Gefäßen überhaupt zugesetzt wurde. Daraus läßt sich ableiten, daß die im Labor gefundenen absoluten Werte der Adsorption nicht auf die Bedingungen des Gefäßversuches übertragbar sind. Die gleiche Feststellung machte z.B. auch OSTROWSKI (1968) für die Adsorption von Diuron und Simazin an Aktivkohle in Labor- und Gefäßversuchen. Als Erklärung für diesen Befund können folgende Gesichtspunkte angeführt werden:

1. Die Methode zur Bestimmung der Adsorption kann als konventionell gelten. Als adsorbiert wird der Wirkstoffanteil betrachtet, der sich im Gleichgewichtszustand nicht in der Lösungsmittelphase befindet. Über die Pflanzenverfügbarkeit der Wirkstoffe gestattet die Methode jedoch keine Aussage, und es ist nicht auszuschließen, daß adsorbierte Herbizide teilweise pflanzenverfügbar sind (HANNAH, 1954; DAAMS, 1965; SÜSS et al., 1972).
2. Im Laborversuch liegt ein relativ weites Verhältnis von Boden : Wasser vor. Dadurch wird die Dispersion der Bodenteilchen gefördert, und es können je Gewichtseinheit Boden mehr Adsorptionsplätze zur Verfügung stehen als im Gefäßversuch (GROVER und HANCE, 1970).
3. Die Messung der Adsorption erfolgte mit technisch reinem Wirkstoff. Der Biotest wurde dagegen mit formuliertem Wirkstoff durchgeführt.
4. Es ist ungeklärt, ob sich im Gefäßversuch bei täglich schwankendem Wassergehalt der Böden kurzfristig ein Gleichgewicht zwischen adsorbierter und gelöster Wirkstoffphase einzustellen vermag. Die zeitweise höheren Konzentrationen können die stärkere Wirkung verursacht haben.
5. Die Löslichkeit von Propham ist in aqua dest. anders als im Bodenextrakt (FREED, 1966). Um dies auszugleichen, wurde Propham in 0,02n CaCl_2 gelöst. Bei der bekannten Beziehung zwischen Löslichkeit, Adsorption und der Salzkonzentration (HURLE und FREED, 1972) kann dennoch nicht ganz ausgeschlossen werden, daß die unterschiedlichen Ergebnisse durch verschiedene Salzkonzentrationen in den Systemen mitbedingt sind.

Abschließend ist hervorzuheben, daß sich die mit Propham erzielten absoluten Ergebnisse aus den Labor- und Gefäßversuchen

nicht vergleichen lassen. Es besteht jedoch eine statistisch gesicherte Relation zwischen den Ergebnissen, d. h. im Laborversuch ließen sich die grundsätzlichen Unterschiede zwischen den Böden aufzeigen. Ebenso ist zu erwarten, daß mit Laborversuchen gravierende Differenzen des Verhaltens verschiedener Herbizide in bestimmten Böden herausgearbeitet werden können.

3.2. Gefäß-/Freilandversuche

Im Hinblick auf den Prognosewert von Modellversuchen interessieren besonders die Relationen zwischen den Ergebnissen der Gefäß- und der Freilandversuche. Eine direkte Gegenüberstellung von Ergebnissen aus den beiden Versuchsreihen muß sich jedoch auf vergleichbare Standorte und Böden beschränken. Auf Grund ähnlicher Bodeneigenschaften sind die Standorte 9, 15 und 14 mit den Böden D, C und A vergleichbar (s. Anhangstabellen V und VI). In dem Versuchsjahr 1970, das sich durch einen für die Wirkung von Bodenherbiziden relativ günstigen Witterungsverlauf auszeichnete, erreichte Pyrazon trotz Verdoppelung der Aufwandmenge auf Standort 9 gegenüber Standort 14 nur einen Wirkungsgrad von 27 % auf dem kohlenstoffreichen Boden (Tabelle 13). Auf dem Vergleichsstandort (14) lag der Wirkungsgrad dagegen bei 82 %. Andererseits erbrachte eine Verdoppelung der Aufwandmengen bei dem Kombinationspräparat P/M unter den gleichen Boden- und Witterungsverhältnissen einen Wirkungsgrad von 87 % auf Standort 9 (Vergleichsstandort 98 %). Ähnlich lauten die Ergebnisse für Standort 15 bei einer 1,8-fachen Erhöhung der Herbiziddosierungen gegenüber dem Vergleichsstandort. P/P/N, dessen Dosierung auf den Standorten 9 und 15 im Vergleich zum Standardboden stärker als die von P/M angehoben wurde (2,3- bzw. 2-fach), erreichte ebenfalls auf den kohlenstoffreichen Böden vergleichsweise hohe Wirkungsgrade von 69 bzw. 80 % (Vergleichsstandort 93 %).

Die geringere Wirkung von Pyrazon gegenüber P/P/N und P/M auf Immissionsstandorten im Freiland entspricht dem Ergebnis des

Gefäßversuchs, wonach die Dosierung von Pyrazon in den Immissionsböden im Verhältnis zu den Wirkstoffen Propham, Proximpham, Noruron und Medinoterbacetat stärker erhöht werden mußte, um die gleiche Wirkung wie in dem Standardboden zu erzielen. Dabei lagen die tatsächlichen Aufwandmengen im Gefäßversuch, bedingt durch die Verwendung besonders empfindlicher Testpflanzen, niedriger als im Freiland. Die notwendigen Erhöhungen der Dosierungen zwischen Standard- und Immissionsböden scheinen jedoch unter Freilandbedingungen geringer zu sein als in dem gewählten Modell. Dies könnte an dem unterschiedlichen Dosierungsniveau liegen, das - bezogen auf die Volumen- oder Gewichtseinheit - zu erheblich höheren Herbizidkonzentrationen an der Bodenoberfläche im Freiland führt. Bei diesen Konzentrationen können die Herbizide ein anderes Sorptionsverhalten als im Gefäßversuch haben.

In den mit unterschiedlichen Wassersättigungen durchgeführten Gefäßversuchen erwies sich Lenacil - wie unter Freilandverhältnissen - bei geringerer Wassersättigung des Bodens weniger wirksam. Im Gegensatz dazu reagierten Medinoterbacetat und TCA im Gefäßversuch unabhängig von der Wassersättigung des Bodens bzw. waren bei geringer Wassersättigung sogar toxischer. Bezüglich Medinoterbacetat entspricht dieses Ergebnis im wesentlichen auch den Freilandbefunden mit dem P/M. Wenn im Freiland unter extrem trockenen Witterungsbedingungen eine geringere Wirkung dieser Wirkstoffkombination beobachtet wurde, so kann dies daran liegen, daß die Böden im Freiland 1971 noch weniger Feuchtigkeit aufwiesen als die Variante "trocken" des Gefäßversuches.

Interessant ist das unterschiedliche Verhalten der Herbizide Lenacil, Medinoterbacetat und TCA bei verschiedenen Wassersättigungsgraden. Die höhere Toxizität von Lenacil bei steigender Wassersättigung des Bodens läßt sich mit der auch für einige andere Herbizide nachgewiesenen Wirkstoffaufnahme in Abhängigkeit von der Transpirationsrate der Pflanzen erklären (OORSCHOT, 1970; WALKER, 1971).

Für Medinoterbacetat, das vermutlich in der Gasphase wirkt (FRYER und EVANS, 1968), könnte evtl. das gleiche wie für einige gasförmige Insektizide zutreffen, deren Dampfdruck unabhängig von der Wassersättigung des Bodens war, sofern ein bestimmter Wassergehalt (monomolekulare Schicht) nicht unterschritten wurde (GUENZI und BEARD, 1970; SPENCER et al., 1969). Ferner ist bei Medinoterbacetat zu berücksichtigen, daß dieser Wirkstoff weniger als Lenacil adsorbiert wird und daher eine Erhöhung der Wassersättigung einen stärkeren Verdünnungseffekt hervorrufen kann, da von den Bodenkolloiden weniger adsorbierter Wirkstoff zur Aufrechterhaltung des Gleichgewichtszustandes abgegeben werden kann. Der gleiche Gesichtspunkt dürfte auch für das Verhalten von TCA eine Rolle spielen. Ferner können Haferpflanzen nur über einen kurzen Zeitraum (6 Std.) den Wirkstoff aus Hydrokultur aufnehmen (CHOW, 1970), so daß längere Versuchsperioden mit verschiedenen Wassersättigungen zu keiner unterschiedlichen Wirkstoffaufnahme führen können.

Abschließend ist hervorzuheben, daß sich bei vergleichbaren Standort- und Bodenverhältnissen die Herbizide Pyrazon, Protham, Proximpham, Noruron und Medinoterbacetat im Gefäß und Freilandversuch ähnlich verhielten. Wegen unterschiedlicher Umweltbedingungen und verschieden empfindlicher Testpflanzen in beiden Versuchsreihen konnte eine absolute Übereinstimmung der Ergebnisse nicht erwartet werden. Das Modell des Gefäßversuchs liefert jedoch genügend Informationen über das Verhalten eines Herbizids in verschiedenen Böden, um gezielte und breit gestreute Freilandversuche anschließen zu können.

Die mit den Herbiziden Lenacil und Medinoterbacetat gefundenen Wirkungsunterschiede bei verschiedener Wassersättigung der Böden im Gefäßversuch entsprechen prinzipiell den Freilandergebnissen bei unterschiedlichen Niederschlagsverhältnissen.

4. Abschließende Betrachtung der Ergebnisse aus anbau- technischer, ökonomischer und bodenhygienischer Sicht

Die hier in Zuckerrüben geprüften Bodenherbizide erwiesen sich nicht gegenüber allen vorkommenden Unkräutern als ausreichend wirksam. Für alle Herbizide gilt, daß Polygonum- und Veronica- Arten, Fumaria officinalis, Viola tricolor und Cirsium arvense schlecht bekämpft werden. Spezielle Wirkungslücken weisen P/P/N gegen Chenopodium album, P/M gegen Senecio vulgaris und Lenacil gegen Urtica urens auf.

Zur Abdeckung dieser Wirkungslücken wäre eine Spritzfolge bestehend aus einer Vor- und einer Nachauflaufbehandlung (Splitting) ideal, da ein großer Teil der aufgeführten Unkräuter in Zuckerrüben mit dem Nachauflaufherbizid Phenmedipham gut zu bekämpfen sind (ARNDT und KÖTTER, 1968). Die Unkrautflora der untersuchten Standorte würde dann bis auf einige Ausnahmen mit Herbiziden bekämpfbar sein. Diese Aussage gilt jedoch nur unter der Voraussetzung nahezu optimaler Wirkungsbedingungen für die einzelnen Herbizide. Bei ausbleibenden Niederschlägen versagen Bodenherbizide mehr oder weniger vollständig; ebenso kann es bei übermäßiger Bodenfeuchte zu einer Wirkungsminderung kommen. Dies zeigte sich an der unzureichenden Wirkung von P/M gegen Matricaria chamomilla in den Jahren 1969 und 1972, während 1971 die Wirkung gut war. Eventuell wird Medinoterbacetat bei zu intensiven Niederschlägen aus der ziemlich flachen Keimzone von M. chamomilla ausgewaschen (BARTLETT und MacDONALD, 1967).

Liegen optimale Wirkungsbedingungen (1972) und eine entsprechende Unkrautflora vor, so dürfte eine Vorauflaufbehandlung mit den in den "Dosierungskurven" für P/P/N und P/M festgelegten Aufwandmengen (=Dosierungsstufe II der Anhangstabelle III) ausreichen, um den Zuckerrübenbestand zum Vereinzeln unkrautfrei zu haben. Eine ergänzende Nachauflaufbehandlung bliebe dann auf spezielle Indikationen (Ausbleiben der Vorauflaufwirkung oder Beseitigung bestimmter Unkräuter) beschränkt. Für eine nennenswerte Veränderung der in den "Dosierungskurven" festgelegten Aufwandmengen liefern die Ergebnisse zur Unkraut-

wirkung mit den Dosierungsstufen I und III keine Anhaltspunkte. Berücksichtigt man die Nebenwirkungen (Bestandesdichte und Ertrag), so scheidet eine Erhöhung der Aufwandmenge über das Niveau der "Dosierungskurven" aus. Für Lenacil und besonders für C/C reichen die Versuchsergebnisse noch nicht aus, um daraus Dosierungsempfehlungen abzuleiten.

Inwieweit auf Immissionsstandorten eine Vorsaatbehandlung mit Spezialherbiziden gegen monokotyle Arten erforderlich werden kann, läßt sich an Hand der vorliegenden Ergebnisse nicht abschließend beurteilen. Diesjährige Versuche mit P/M auf Anmoor (13,5 % C) und Tonboden (47,82 % Ton) ergaben eine gute Wirkung der Wirkstoffkombination gegen Alopecurus myosuroides (Mündl. Mitteilung HÄNSCH, 1973 und mündl. Mitteilung MAAS, 1973).

Nach Anwendung von P/P/N und P/M ist eine Schädigung der Rübenpflanzen im Keimlingsstadium (Ausdünnung und Wuchsdepression) bei extremen Witterungsbedingungen nicht auszuschließen. Um das damit verbundene Risiko so gering wie möglich zu halten, sollten die Zuckerrüben bei Anwendung dieser Kombinationen nicht auf Endabstand gesät werden.

Zur Ernte waren unter den gegebenen Voraussetzungen bei den Zielgrößen Rübenertrag, Zuckerertrag und bereinigter Zuckerertrag keine statistisch gesicherten Differenzen zwischen den Varianten P/P/N, P/M und den Kontrollen bei handvereinzelten Rübenbeständen nachweisbar. Dies entspricht den Befunden von SCHWEIZER und DAWSON (1970) mit anderen Herbiziden im Rübenbau und von CHODAKOWSKI und EVTUSENKO (1970) mit Präparaten auf Medinoterbacetat-Basis. Nach ERNST (1971) üben Herbizide, die u. a. Propham und Proximpham enthalten, keinen negativen Einfluß auf den Zuckerrübenertrag aus. Bemerkenswert ist die Selektivität von Lenacil selbst bei stark überhöhter Dosierung auf Immissionsböden. Dies kann als eine ökologische Selektivität gedeutet werden (HOLLY, 1964), da Lenacil auf sorptions-

schwachen Standorten toxisch auf Rüben wirkt (BRUIN, 1966).

An die auf sorptionsstarken Standorten erforderliche Erhöhung der Aufwandmenge von Bodenherbiziden knüpfen sich einige grundsätzliche Überlegungen. Zunächst ergibt sich die Frage nach der ökonomischen Zweckmäßigkeit. Dieser Gesichtspunkt verlangt bei der engen Kosten/Leistung-Relation einer chemischen Unkrautbekämpfung im Zuckerrübenbau eine besondere Aufmerksamkeit (ANDREAE, 1972). Jede Erhöhung der Aufwandmenge über das Dosierungsniveau eines "Normalbodens" hinaus, führt zwangsläufig zu einer Schmälerung der Wirtschaftlichkeit der chemischen Unkrautbekämpfung. Diese unter dem Aspekt der Minimalkostenkombination angestellte Betrachtung setzt jedoch voraus, daß Kapital (Herbizide) und Arbeit in beliebigem Umfang substituierbar sind. Diese Prämisse hat heute für weite Teile der Bundesrepublik keine Gültigkeit mehr, und die chemische Unkrautbekämpfung ist in einem unlöslichen Verbund in das Produktionsverfahren "Zuckerrübenbau" integriert. Sie kann nicht isoliert einer ökonomischen Analyse unterzogen werden, sondern ist nur im Komplex mit dem gesamten Produktionsverfahren zu sehen (ZAPF, 1972). Bei dieser Betrachtung erweist sich die chemische Unkrautbekämpfung als unerläßliche Voraussetzung, um einen intensiven Zuckerrübenbau aufrechtzuerhalten.

Eine weitere Überlegung im Zusammenhang mit der Applikation erhöhter Aufwandmengen hat den noch nicht ganz geklärten Neben- und Folgewirkungen zu gelten. Nach OSGERBY (1970) nimmt die Persistenz eines Herbizids im Boden mit steigender Aufwandmenge und steigender Adsorption zu. Diese zunächst rein mathematische Beziehung, die eine voll reversible Adsorption unterstellt, kann durch experimentelle Ergebnisse belegt werden (PESTEMER, 1973; SMITH, 1968). Hohe Kohlenstoffgehalte im Boden fördern aber neben der Adsorption auch den Abbau von Herbiziden über eine Aktivierung der Mikroorganismen-tätigkeit. Dadurch tritt eine Verkürzung der Persistenz ein (HURLE, 1969; LIU et al., 1970 a). Ob sich diese Ergebnisse auf kohlenstoffreiche Immis-

sionsböden übertragen lassen, ist fraglich, da die organische Substanz in diesen Böden für Mikroorganismen nicht in gleichem Maße verwertbar sein dürfte. Ergebnisse mit Simazin in Fischenicher Boden sprechen zumindest für eine lange Persistenz dieses Herbizids, wenn auch der tatsächlich pflanzenverfügbare Rückstand im Boden so gering war, daß es zu keiner meßbaren Schädigung des Pflanzenaufwuchses kam (BURSCHEL, 1960). Es ist jedoch nicht auszuschließen, daß unter sehr extremen Bedingungen Anteile des adsorbierten Simazins freigesetzt werden können und eine phytotoxische Wirkung hervorrufen. BORTELS et al. (1966) erzielten diesen Effekt bei Fischenicher Boden durch Hitzesterilisation. In den eigenen Versuchen zeigten sich nach Applikation erhöhter Aufwandmengen der einzelnen Herbizide an mehreren Standorten und in verschiedenen Jahren keine Schadenssymptome an den Folgekulturen.

Die Anwendung der "Dosierungskurve" mit den Präparaten P/P/N und P/M scheint daher auch aus dieser Sicht möglich zu sein. Sollten jedoch die erhöhten Aufwandmengen aus bodenhygienischen oder ökonomischen Gründen nicht vertretbar sein, so bietet sich als Lösung das Bandspritzverfahren an, bei dem nur 30 - 50 % der Bodenoberfläche behandelt werden.

D. 1. ZUSAMMENFASSUNG

In den Jahren 1969 bis 1972 wurden auf Immissionsstandorten im rheinischen Braunkohlenrevier Feldversuche zur chemischen Unkrautbekämpfung in Zuckerrüben durchgeführt. Ergänzende Modellversuche mit ausgesuchten Böden unter Labor- und Gewächshausbedingungen schlossen sich an. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Charakteristik der Böden

1. Die beiden näher untersuchten Immissionsstandorte Neurath (Kreis Grevenbroich) und Hürth-Frechen (Kreis Köln) wiesen gegenüber immissionsfreien Standorten einen erhöhten Kohlenstoffgehalt im Boden auf. Zwischen dem C-Gehalt der Böden als unabhängiger Variablen und den Kenngrößen Glühverlust, Wassergehalt des lufttrockenen Bodens, pH-Wert, T-Wert, CaCO_3 - und Mg-Gehalt als abhängigen Variablen bestanden statistisch gesicherte Beziehungen. Bei wenigen ausgewählten Bodenproben nahm der Tongehalt und das Volumengewicht mit wachsendem C-Gehalt ab, während die Wasserkapazität und die Hygroskopizität zunahmen.
2. Als Folge des konstanten N-Gehaltes stieg in den Böden das C/N-Verhältnis mit wachsendem C-Gehalt an.
3. Zwischen dem C-Gehalt und anderen Bodenkennwerten (Gehalt an Fein- und Mittelschluff, P_2O_5 , K_2O , löslicher Stickstoff, Salzkonzentration) scheint kein Abhängigkeitsverhältnis zu bestehen.

Freilandversuche

4. Die Herbizide Propham/Proximpham/Noruron, Propham/Medioterbacetat, Cycluron/Chlorbufam, Lenacil und Pyrazon wurden im Vorauflaufverfahren eingesetzt und nach dem C-Ge-

halt des Bodens dosiert. Selbst durch beachtliche Anhebung der Dosierungen konnten auf kohlenstoffreichen Immissionsstandorten nicht immer die Wirkungsgrade des immissionsfreien Vergleichsstandorts erzielt werden.

5. Auf vergleichbaren Standorten zeigten die eingesetzten Herbizide in den einzelnen Jahren eine unterschiedliche Unkrautwirkung. Dies wird in erster Linie auf die ungleichen Niederschlagsmengen in den ersten drei Wochen nach der Herbizidapplikation zurückgeführt.
6. Die Herbizide wiesen unterschiedliche Wirkungsspektren gegenüber den vorherrschenden Unkräutern auf.
7. Bei einigen Herbiziden zeigten sich standorts-, dosierungs- und jahresabhängige Nebenwirkungen auf die jungen Rübenpflanzen (Bestandesausdünnungen und Wuchsdepressionen). Im Herbst war kein eindeutiger Effekt der Herbizidbehandlungen auf Rüben-, Zucker- und bereinigten Zuckerertrag festzustellen.
8. Zur Unkrautbekämpfung in Zuckerrübenbeständen auf Immissionsböden erscheint das zugelassene Präparat Propham/Medinoterbacetat ("WACKER Murbetex O") geeignet, wenn die Dosierung auf den Kohlenstoffgehalt des Bodens abgestimmt wird und die Rüben nicht auf Endabstand abgelegt werden. Bei witterungsbedingter unzureichender Wirkung des Präparates oder bei Vorherrschen bestimmter Unkrautarten (z.B. Senecio vulgaris) kann eine zusätzliche Nachaufbehandlung mit Phenmedipham erforderlich werden.

Modellversuche

9. Unter einheitlichen Vegetationsbedingungen zeigten alle untersuchten Herbizide in einem Immissionsboden mit

10,44 % C eine geringere Wirkung als in einem Immissionsboden mit 4,35 % C. Gegenüber einem Standardboden (1,02 % C) mußte die Dosierung der Herbizide (Ausnahme Prynachlor) in den Immissionsböden in unterschiedlichem Maße erhöht werden, um eine vergleichbare Wirkung zu erzielen. Die Steigerungsraten der Dosierungen waren wie folgt gestaffelt: Pyrazon > Benzthiazuron > Lenacil > Propham > Cycluron/Chlorbufam > Azolamid > Noruron > Medinoterbacetat > Proximpham > Dalapon > TCA.

10. In einem sauren Hochmoortorf mit 52,5 % C waren die Herbizide in der Regel wirksamer als in einem Immissionsboden mit 10,44 % C (Ausnahmen Proximpham und TCA). Um eine mit dem Standardboden vergleichbare Wirkung zu erzielen, mußte die Dosierung der Herbizide in dem Hochmoortorf in unterschiedlichem Maße erhöht werden: Proximpham > Benzthiazuron > Lenacil = Cycluron/Chlorbufam > Noruron > Medinoterbacetat > Propham > Azolamid > TCA > Pyrazon > Dalapon. Prynachlor war in dem Hochmoortorf wirksamer als in dem Standardboden.
11. Als Hauptursache für die generell geringere Wirkung der meisten Herbizide in den Immissionsböden kann eine Adsorption der Aktivsubstanzen an die organischen Bestandteile des Bodens angenommen werden. Als Sorptionsmechanismen werden bei Harnstoffderivaten und Carbamaten Wasserstoffbrückenbindung und "hydrophobic bonding" diskutiert.
12. Bei unterschiedlicher Wassersättigung zweier Böden zeigte Lenacil eine verminderte Wirkung gegenüber der Testpflanze in der Variante "trocken". Medinoterbacetat und TCA waren dagegen in den beiden Varianten "trocken" und "feucht" des Standardbodens gleich wirksam, während sie in einem Immissionsboden bei geringer Wassersättigung eine höhere Wirkung gegenüber Testpflanzen aufwiesen.

2. SUMMARY

Investigations on the Activity of Soil-applied Herbicides on Locations with Fly Dust Deposits in the Rhenish Brown Coal District

From 1969 until 1972 field experiments were carried out in sugar beets on locations with fly dust deposits within the rhenish brown coal district. In addition to this model experiments with selected soils under laboratory and greenhouse conditions followed. The results can be summarized as follows:

Characteristics of the Soils

1. The two sites with fly dust deposits, which were analysed extensively, are located in Neurath (District Grevenbroich) and in Hürth-Frechen (District Cologne). In comparison with sites without fly dust deposits they revealed an increased content of organic carbon in the top soil. There were statistically significant relations between the carbon content as the independent variable and other soil characteristics as dependent variables, i. e. loss on ignition, water content of the air dry soil, pH, CEC, CaCO_3 and Mg content. Among some selected soils the clay content and the volume weight decreased with increasing carbon content, while the water holding capacity as well as the hygroscopicity also increased.
2. Due to the constant nitrogen content in the soils the relation of C/N correlated positively with the carbon content.
3. There seems to be no correlation between the carbon content and some other soil characteristics like silt (0,02 - 0,002 mm), phosphorus, potassium, soluble nitrogen and the salt-concentration.

Field Experiments

4. Herbicides containing propham/proximpham/noruron, propham/medinoterbacetate, cycluron/chlorbufam, lenacil, and pyrazon were used preemergence and the dosage rate was chosen according to the carbon content of the soil. Even with a notable increase in dosage rate on soils with fly dust there was not gained in all cases the same efficiency of the herbicides as on comparable sites without deposits and a lower dosage.
5. On comparable sites the herbicides showed a varying weed control effect within the period investigated. It is assumed that this is mainly due to different amounts of rain within the first three weeks after the herbicide application.
6. The herbicides were to a varying degree effective against the spectrum of weeds which is common in this area.
7. Some herbicides caused side-effects on the beet seedlings, i. e. thinning and growth reduction, depending on the location, dosage rate and year. At harvest there were no significant effects of the treatments on the yields of beets as well as the yields of sugar and corrected sugar.
8. The commercial product WACKER Murbetex O containing propham and medinoterbacetate, which is approved in the Federal Republic of Germany, seems to be an appropriate herbicide for weed control in sugar beets on soils with fly dust deposits. In cases with unsatisfactory efficiency of the product or with resistant weeds (e.g. Senecio vulgaris) it may be necessary to use phenmedipham postemergence too.

Model Experiments

9. All herbicides were less effective in a soil with 10,44 % organic carbon (mainly air-borne from emissions) than in a soil with 4,35 % carbon under the same environmental conditions. For reaching the same effectiveness as in the reference soil (1,02 % carbon) it was necessary to increase the dosage rates of all herbicides - but prynachlor - to a varying degree in the soils with fly dust. According to the varying increase in the dosage rates on the soils with fly dust the herbicides are ranked as follows: pyrazon > benzthiazuron > lenacil > propham > cycluron/chlorbufam > azolamid > noruron > medinoterbacetate > proximpham > dalapon > TCA.
10. In general the herbicides showed a higher activity in an acid peat with 52,5 % carbon than in a soil with fly dust which contained 10,44 % organic carbon with the exception of proximpham and TCA. For reaching the same activity as in the reference soil with 1,02 % carbon it was necessary to increase the dosage rates of the herbicides in the peat to a different degree: proximpham > benzthiazuron > lenacil = cycluron/chlorbufam > noruron > medinoterbacetate > propham > azolamid > TCA > pyrazon > dalapon. Prynachlor was more active in the peat than in the reference soil.
11. It is assumed that an adsorption of the herbicide molecules onto the organic particles in soils with fly dust is the main cause for a diminished plant availability of the herbicides investigated. Hydrogen bonding and hydrophobic bonding are discussed as sorption mechanisms for urea derivatives and carbamates.
12. Lenacil was more effective in two soils when they were supplied with a high amount of water. But the activity of medinoterbacetate and TCA were not effected by the soil water content in the reference soil, whereas in a soil with fly dust both herbicides showed a higher phytotoxicity under low moisture conditions.

E. LITERATURVERZEICHNIS

- ANDREAE, B. 1972 : Pflanzenschäden und Betriebsrisiko.
Dt. Landw. Presse 95, H. 23, 4
- ANONYM 1955 : Bodenkarte auf der Grundlage der
Bodenschätzung, Blatt Neurath Nord-
ost.
Landesvermessungsamt Nordrhein-
Westfalen
- ANONYM 1958 : Bodenkarte auf der Grundlage der
Bodenschätzung, Blatt Oekoven.
Landesvermessungsamt Nordrhein-
Westfalen
- ANONYM 1965 : Reinhaltung der Luft und Industrie.
VDI Kommission Reinhaltung der
Luft. Düsseldorf
- ANONYM 1968 : Atmospheric emissions from coal
combustion. An inventory guide.
Public Health Service Publication
No. 999-AP-24. Washington D.C.
- ANONYM 1969a : Reinhaltung der Luft als Aufgabe
der Industrie.
Wirtschaftliche Mitteilungen der
Niederrheinischen Industrie- und
Handelskammer Duisburg-Wesel in
Duisburg
- ANONYM 1969b : Reinhaltung der Luft in Nordrhein-
Westfalen.
Hrsg. Arbeits- und Sozialminister
des Landes Nordrhein-Westfalen.
Essen
- ANONYM 1971 : Jahresbericht der Bezirksstelle
Braunschweig des Pflanzenschutz-
amtes der Landwirtschaftskammer
Hannover. Hannover, 1-29
- ANONYM 1973 : Pflanzenschutzmittel-Verzeichnis.
Hrsg. Biologische Bundesanstalt
für Land- und Forstwirtschaft.
Braunschweig
- ARMSTRONG, D.E., 1967 Atrazine hydrolysis in soil.
G. CHESTERS and Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 31,
R.F. HARRIS 61-66

- ARNDT, F. 1960 : Einfluß verschiedener Eigenschaften des Bodens auf die herbizide Wirkung von Cyclo-octyl-dimethylharnstoff (OMU).
Z. PflKrankh.PflPath.PflSchutz, 67, 25-30
- ARNDT, F. und C. KÖTTER 1968 : Zur Selektivität von Phenmedipham als Nachauflaufherbizid in Beta-Rüben.
Weed Res. 8, 259-271
- ASHTON, F.M. 1965 : Relationship between light and toxicity symptoms caused by atrazine and noruron.
Weeds 13, 164-168
- ASHTON, F.M. and T.J. SHEETS 1959 : The relation of soil adsorption of EPTC to oats injury in various soil types.
Weeds 7, 88-90
- BAILEY, G.W. and J.L. WHITE 1964 : Review of adsorption and desorption of organic pesticides by soil colloids, with implications concerning pesticide bioactivity.
J. Agric. Fd Chem. 12, 324-332
- BAILEY, G.W. and J.L. WHITE 1970 : Factors influencing the adsorption, desorption and movement of pesticides in soil.
Res. Rev. 32, 29-92
- BARDSLEY, C.E., K.E. SAVAGE and J.C. WALKER 1968 : Trifluralin behavior in soil. II Vitalization as influenced by concentration, time, soil moisture content and placement.
Agron. J. 60, 89-92
- BARTLETT, D.H. and A.M. MacDONALD 1967 : Medinoterbacetate as a compound of herbicidal mixtures for sugar beet. Journées Internationales d'Études sur le Désherbage Sélectif en Cultures de Betteraves, Marly-le-Roi, 341-351
- BAUER, H.J. 1964 : Landschaftsökologische Untersuchungen im ausgekohlten rheinischen Braunkohlenrevier auf der Ville. Dissertation, Bonn
- BEINHAUER, H. and L. SIPOS 1966 : The influence of moisture on the action of pyrazon.
Proc. 8th Br. Weed Control Conf. 2, 440-443

- BELAU, L.,
W. FISCHER und
G. SCHLUNGBAUM 1966 : Chemische Untersuchungen von Braunkohlen aus Vorkommen in der DDR. VIII Zur Kennzeichnung der Humusfraktion von vier westelbischen Braunkohle-Lithotypen aus dem Tagebau Lochau. Freib. Forsch.-H. A 36o, 65-78
- BICAN, L. und
L. KOLAR 1968a : (Studien über den Einfluß der Flugasche auf die hydrophysikalischen Eigenschaften der Böden). Tschech. Sbornik VSZ, C. Budejovice 6, H. 14, 7-16
- BICAN, L. und
L. KOLAR 1968b : (Sorptions organischer Stoffe des Humus- und Fulvosäuretyps durch Flugasche). Tschech. Sbornik VSZ, C. Budejovice 6, H. 16, 9-16
- BOHNE, H. 196o : Staubgutachten. Unveröffentlicht.
- BOLLE, F. 1964 : Zum Bonitierungsschema für die Prüfung herbizider Mittel. Nachrichtenbl. Deutsch. Pflanzenschutzd. (Braunschweig) 16, 92-94
- BOMHARD, H.G., von 1955 : Der Einfluß von Steinkohlenflugasche auf Boden und Pflanze. Dissertation, München
- BORNSCHEUER, E. 197o : Der Einfluß unterschiedlicher Ablageweiten und Bestandesdichte auf den Rüben- und Zuckerertrag beim vereinzlungslosen Zuckerrübenanbau. Zucker 23, 657-662
- BORTELS, H.
E. FRICKE und
H. ORTH 1966 : Die phytotoxische Wirkung des Simazins in Abhängigkeit von seiner Sorption im Boden. Nachrichtenbl. Deutsch. Pflanzenschutzd. (Braunschweig) 18, 65-69
- BRADY, H.A. 1965 : The retention of some commercial herbicides by a Hagerstown silt loam soil. Diss. Abstr. 26, 1849. Ref. Weed Abstr. 15, 232 (1966)
- BRDICKA, R. 1971 : Grundlagen der physikalischen Chemie. 1o. Auflage. Berlin

- BRENCHLEY, R.G. 1968 : Charcoal, a means of protecting crops in Oregon. Proc. 22nd Western Soc. Weed Sci. 10-11
- BRENCHLEY, R.G. and 1971 : Effect of magnesium and photoperiod on atrazine toxicity to tomatoes. A.P. APLEBY Weed Sci. 19, 524-525
- BRIGGS, G.G. 1969 : Molecular structure of herbicides and their sorption by soils. Nature 223, 1288
- BRÜNING, E. 1969 : Untersuchungen an landwirtschaftlich rekultivierbaren (Kipp) Rohbodenformen des Niederlausitzer Braunkohlenreviers zu den Voraussetzungen der Inkulturnahme und Ertragsfähigkeit. Habil.-Schrift, Halle-Wittenberg
- BRUIN, H.J. de 1966 : The use of herbicides in sugar beet in the Netherlands. Proc. 8th Br. Weed Control Conf. 2, 412-419
- BURNS, R.G. and 1970 : Distribution and breakdown of paraquat in soil. L.J. AUDUS Weed Res. 10, 49-58
- BURR, R.J. 1972 : Factors affecting use of activated carbon to improve herbicide selectivity. W.O. LEE and A.P. APLEBY Weed Sci. 20, 180-183
- BURSCHEL, P. 1960 : Das Verhalten von Herbiziden im Boden. Gemeinschaftliche Untersuchungen staatlicher und privater Forschungsinstitute. Hann. Münden
- CAPP, J.P. and 1967 : Fly ash in agriculture. C.F. ENGLE Proc. First Fly Ash Utilization Symposium, Pittsburgh, 210-220
- CAPP, J.P. and 1970 : Fly ash utilization. J.D. SPENCER U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Mines, IC 8483. Washington D.C.
- CASELY, J. 1970 : Herbicide activity involving light. Pestic. Sci. 1, 28-32

- CHIN, W.T.,
R.P. STANKOVICK,
T.E. CULLEN and
G.C. HOLSING 1964 : Metabolism of swep in rice.
Weed Sci. 12, 201-205
- CHODAKOVSKIJ, P.P.
und
L.S. EVTUSENKO 1970 : (Die Prüfung neuer Formen des Prä-
parates Murbetol in Zuckerrüben-
saaten). Russ.
Chimija v sel'skom chozjajstve,
Moskva 8, 47-49
Ref. LZ II 15, 2513 (1970)
- CHOW, P.N.P. 1970 : Absorption and dissipation of TCA
by wheat and oats.
Weed Sci. 18, 492-496
- COFFEY, D.L. 1967 : Adsorption of herbicides by
activated carbon and other
adsorbents.
Ph. D. Thesis Purdue University,
Lafayette, Ind.
- COGGINS, C.W.Jr.
and
A.S. CRAFTS 1959 : Substituted urea herbicides: their
electrophoretic behavior and the in-
fluence of clay colloid in nutrient
solution on their phytotoxicity.
Weeds 7, 349-358
- CORBIN, F.T.,
R.P. UPCHURCH and
F.L. SELMAN 1971 : Influence of pH on the phyto-
toxicity of herbicides in soil.
Weed Sci. 19, 233-239
- CROSBY, D.G. and
M.Y. LI 1969 : Herbicide photodecomposition.
In: KEARNEY, P.C. and D.D. KAUFMAN:
Degredation of herbicides.
New York, 321-363
- CRUZ, M. and
J.L. WHITE 1972 : Surface chemistry of pesticide -
soil interaction.
Environmental Quality and Safety
1, 221-229
- DAAMS, J. 1965 : Das Verhalten von Dichlobenil in
Boden und Pflanze.
Z. PflKrankh.PflPath.PflSchutz,
Sonderh. 3, 139-144
- DAVIES, W.M.,
E.W. GILLHAM and
D.T. SIMPSON 1971 : An economic investigation into
farming on land restored with
pulverized fuel ash.
J. Br. Grassland Soc. 26, 25-30

- DAY, B.E.,
L.S. JORDAN and
V.A. JOLLIFFE 1968 : The influence of soil characteristics on the adsorption and phytotoxicity of simazine.
Weed Sci. 16, 209-213
- DEMING, J.M. 1963 : Determination of volatility losses of C14-CDAA from soil surfaces.
Weeds 11, 91-96
- DÖRTER, K. 1961 : Die Hygroskopizität als Hilfsmittel zur Bodenbeurteilung.
Z. Landeskultur 2, 91-109
- DOHERTY, P.J. and
G.F. WARREN 1969 : The adsorption of four herbicides by different types of organic matter and a bentonite clay.
Weed Res. 9, 20-26
- DOWLER, C.C.
N.W. BAUGHMAN and
C. VEATH 1958 : The effect of soil types, soil pH and simulated rainfall on the distribution of DNBP in the soil.
Weeds 6, 281-288
- DUNIGAN, E.P. and
T.H. McINTOSH 1971 : Atrazine-soil organic matter interactions.
Weed Sci. 19, 279-282
- ENDELL, J. 1950 : Kohlenaschen - Ein Rohstoff für die Industrie der Steine und Erden.
Tonindustrie-Zeitung 74, 1-7
- ENDELL, J. 1958 : Braunkohlenaschen als Kalkdüngemittel.
Braunkohle, Wärme und Energie 10, 326-335
- ENDERLEIN, H. und
G. STEIN 1964 : Der Säurezustand der Humusaufgabe in den rauchgeschädigten Kiefernbeständen des Staatlichen Forstwirtschaftsbetriebes Dübener Heide.
Arch. Forstwesen 13, 1181-1191
- ENNIS, W.B.Jr. 1954 : Some soil and weather factors influencing usage of preemergence herbicides.
Proc. Soil and Crop Sci. Soc. Fla. 14, 130-139
- ERNST, J. 1971 : Untersuchungen über den Einfluß des Bodens auf die Herbizidwirksamkeit bei Senf und Zuckerrüben.
Dissertation, Jena

- ERYTHROPEL, H. 1969 : Survey of the production of ash from lignite. Economic Commission for Europe. Coal Committee. Sub-Committee on Solid Fuel Utilization
- ERYTHROPEL, H. 1972 : Anfall von Aschen - Möglichkeiten zu ihrer Verwendung. Vortragsmanuskript. Haus der Technik, Essen
- EUE, L.,
H. HACK and
F. MÜNZ 1970 : A new imidazolidinone for weed control in sugar and fodder beet with special action against Alopecurus myosuroides. Proc. 10th Br. Weed Control Conf. 2, 610-616
- FETT, W. 1958 : Der atmosphärische Staub und seine Bedeutung. Berlin
- FIGUEROLA, L.F. and 1972 : Effect of climatic conditions on
W.R. FURTICK phytotoxicity of terbutryn. Weed Sci. 20, 60-63
- FINNEY, D.J. 1952 : Statistical method in biological assay. London
- FISCHER, W. und 1962 : Kationenumtauschkapazitäten von
R. KADNER Torf- und Braunkohlenproben, untersucht nach der Methode von MEHLICH-SCHACHTSCHABEL. Freib. Forsch.-H. A 254, 87-110
- FISCHER, W., 1966 : Chemische Untersuchungen von Braun-
G. SCHLUNGBAUM und kohlen aus Vorkommen der DDR.
L. BELAU VII Organische Stoffgruppen und funktionelle Sauerstoffgruppen westelbischer Braunkohle-Lithotypen aus dem Tagebau Lochau. Freib. Forsch.-H. A 360, 39-64
- FOERST, W. 1953 : ULLMANNs Encyclopädie der techni-
schen Chemie, 3. Auflage. 4. Band. München, Berlin, 613-647
- FORREST, J.D. 1966 : Field development of lenacil in the
B.H. BAGNALL and U.K. for weed control in sugar beet.
R.J. MAKEPEACE Proc. 8th Br. Weed Control Conf. 2, 455-462

- FOY, C.L. 1969 : The chlorinated aliphatic acids.
In: KEARNEY, P.C. and D.D. KAUFMAN:
Degradation of herbicides.
New York, 207-254
- FREED, V.H. 1966 : Chemistry of herbicides.
ASA Special Publ. 8, 25-43
- FREED, V.H. 1967 : The soil behavior of herbicides as
J.B. VERNETTI and influenced by their physical prop-
M.L. MONTGOMERY erties.
In: FREED, V.H. and R.O. MORRIS:
Environmental and other factors
in the response of plants to
herbicides.
Corvallis, 107-128
- FREHSE, H. 1970 : Rückstände von Pflanzenschutzmit-
teln in Nahrung und Umwelt.
In: WEGLER, H.: Chemie der Pflan-
zenschutz- und Schädlingsbekämp-
fungsmittel. Bd. 2
Berlin, Heidelberg, New York,
433-515
- FRYER, J.D. and 1968 : Weed control handbook. Vol. II.
S.A. EVANS 5th ed. Oxford, Edinburgh
- FUSS, E. 1953 : Auswirkungen des Braunkohlenberg-
baues.
Dt. Landwirtschaft 4, H. 3, 123-128
- GARD, L.N. and 1964 : IPC.
C.E. FERGUSON Jr. In: ZWEIG, G.: Analytical methods
for pesticides, plant growth regula-
tors and food additives. Vol. IV:
Herbicides.
London, New York, 139-145
- GAST, A. 1962 : Beiträge zur Kenntnis des Verhal-
tens von Triazinern im Boden.
Meded. Landbhogesch. Gent 27,
1252-1273
- GERMAR, G. 1971 : Untersuchungen über die Herbizid-
wirksamkeit auf zwei verschiedenen
Böden und über die Möglichkeiten
der Einsparung mechanischer Pflege-
arbeiten durch den Herbizideinsatz
bei Futterrüben.
Dissertation, Jena

- GHAEMMAGHAMI, M. 1972 : Wirkungen einiger organischer Substanzen auf die Ertragsfähigkeit eines rekultivierten Löß-Neubodens. Dissertation, Bonn
- GRAHAM-BRYCE, I.J. 1972 : Herbicide movement and availability in soils. Proc. 11th Br. Weed Control Conf. 3, 1193-1202
- GREEN, R.E. and S.R. OBIEN 1969 : Herbicide equilibrium in soils in relation to soil water content. Weed Sci. 17, 514-519
- GREEN, R.E. and V.K. YAMANE 1970 : Precision in pesticide adsorption measurement. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 34, 353-355
- GREENLAND, D.J. 1970 : Sorption of organic compounds by clays and soils. S.C.I. Monographs No. 37, 79-91
- GROVER, R. 1970 : Influence of soil-moisture on the bioactivity of picloram. Weed Sci. 18, 110-111
- GROVER, R. and R.J. HANCE 1970 : Effect of ratio of soil to water on adsorption of linuron and atrazine. Soil Sci. 109, 136-138
- GÜNTHER, G. und O. FROTSCHER 1961 : Abwasserreinigung durch Aschefiltration. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 11, 416-419
- GUENZI, W.D. and W.E. BEARD 1970 : Volatilization of lindane and DDT from soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 34, 443-447
- GUMZ, W. 1962 : Kurzes Handbuch der Brennstoff- und Feuerungstechnik. 3. Auflage. Berlin, Heidelberg, New York
- HAMAKER, J.W. and J.M. THOMPSON 1972 : Adsorption. In: GORING, C.A.I. and J.W. HAMAKER: Organic chemicals in the soil environment. Vol. I. New York, 49-144
- HANCE, R.J. 1965 : The adsorption of urea and some of its derivatives by a variety of soils. Weed Res. 5, 98-107

- HANCE, R.J. 1967 : Relationship between partition data and the adsorption of some herbicides by soils. Nature 214, 630-631
- HANCE, R.J. 1969 : Further observations of the decomposition of herbicides in soil. J. Sci. Fd Agric. 20, 144-145
- HANCE, R.J. 1970 : The behaviour of herbicides in the soil: some recent developments. Proc. 4th East African Herbicide Conf., Arusha, 1-15
- HANNAH, L.H. 1954 : Field studies with a new class of herbicidal chemicals. Proc. 11th North Central Weed Control Conf., 73-75
- HARRIS, C.I. 1967 : Fate of 2-chloro-s-triazine herbicides in soil. J. Agr. Fd Chem. 15, 157-162
- HARRIS, C.I. and T.J. SHEETS 1965 : The influence of soil properties on adsorption and phytotoxicity of CIPC, diuron and simazine. Weeds 13, 215-218
- HARRIS, C.I. and G.F. WARREN 1964 : Adsorption and desorption of herbicides by soil. Weeds 12, 120-126
- HAYES, M.H.B. 1970 : Adsorption of triazine herbicides on soil organic matter, including a short review on soil organic matter chemistry. Res. Rev. 32, 131-174
- HEIMENDAHL, P.von 1963 : Staub- und SO₂-Emissionen sowie Verbrennungsrückstände aus Dampfkraftanlagen der Bundesrepublik Deutschland. Mitt. VGB, H. 87, 409-415
- HELLING, C.S., P.C. KEARNEY and M. ALEXANDER 1971 : Behavior of pesticides in soils. Adv. Agron. 23, 147-240
- HILTON, H.W. and Q.N. YUEN 1963 : Adsorption of several preemergence herbicides by Hawaiian sugar cane soils. J. Agric. Fd Chem. 11, 230-240

- HILTON, H.W. and Q.N. YUEN 1966 : Adsorption and leaching of herbicides in Hawaiian sugar cane soils.
J. Agric. Fd Chem. 14, 86-90
- HOCOMBE, S.D., K. HOLLY and C. PARKER 1966 : The persistence of some new herbicides in the soil.
Proc 8th Br. Weed Control Conf. 2, 605-613
- HODGESON, D.R. and R. HOLLIDAY 1966 : The agronomic properties of pulverized fuel ash.
Chem. Ind., May 14, 785-790
- HÖLTE, W. 1957 : Fragen um die Flugstaubsedimentation im Ostteil des rheinischen Braunkohlengebietes.
Landesanstalt für Bodennutzungsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Bochum
- HOFMANN, E. und A. AMBERGER 1957 : Die Flugasche der Kohlen von Peissenberg (Obb.) und ihre Düngewirkung.
Bayer. Landw. Jahrb. 34, 589-597
- HOLLIST, R.L. and C.L. FOY 1971 : Trifluralin interactions with soil constituents.
Weed Sci. 19, 11-16
- HOLLY, K. 1964 : Herbicide selectivity in relation to formulation and application methods.
In: AUDUS, L.J.: The physiology and biochemistry of herbicides.
London, New York, 423-464
- HOROWITZ, M. 1968 : Essais sur le mode d'application et le compartement dans le sol du pyrazon.
Meded. Landbhogesch. Gent 33, 1405-1419
- HUNNAM, D. and G.L. HEY 1964 : The control of weeds in sugar beet by an endothal propham mixture applied at drilling.
J. Am. Soc. Sugar Beet Technol. 12, 672-685
- HURLE, K. 1969 : Der Einfluß langjährig wiederholter Anwendung der Herbizide DNOC, 2,4-D und MCPA auf ihren Abbau und den Unkrautsamen-Vorrat im Boden.
Dissertation, Hohenheim

- HURLE, K.B. and V.H. FREED 1972 : Effect of electrolytes on the solubility of some 1,3,5,-triazines and substituted ureas and their adsorption on soil. Weed Res. 12, 1-10
- JARCZYK, H.J. 1972 : Über die Migration von Herbiziden in verschiedenen Bodenarten. Pflanzenschutz Nachrichten BAYER 25, 3-20
- JARRIGE, A. 1971 : Les cendres volantes. Paris
- JOHNSON, G.E., L.M. KUNKA, A.J. FORNEY and J.H. FIELD 1966 : The use of coal and modified coals as adsorbents for removing organic contaminants from waste waters. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Mines RI 6884, Washington D.C.
- JORDAN, P.D. and L.W. SMITH 1971 : Adsorption and deactivation of atrazine and diuron by charcoals. Weed Sci. 19, 541-544
- JUNG, H. 1962 : Untersuchungen über Immissionen in der Umgebung von Anlagen der Braunkohlenindustrie. Z. ges. Hyg. 8, 6-13
- JUNG, H. 1968 : Luftverunreinigung und industrielle Staubbekämpfung. 2. Auflage. Berlin
- JURKOWSKA, A. and T. LITYNSKI 1962 : Investigations of the effect of brown coal on plant growth. Symp. Humus and Plant Growth, Praha, 99-109
- KAUFMAN, D.D. and J. BLAKE 1970 : Degradation of atrazine by soil fungi. Soil Biol. Biochem. 2, 73-80
- KEARNEY, P.C., C.J. HARRIS, D.D. KAUFMAN and T.J. SHEETS 1965 : Behavior and fate of chlorinated aliphatic acids in soils. Adv. Pest Control Research 6, 1-30
- KEARNEY, P.C. and D.D. KAUFMAN 1965 : Enzyme from soil bacterium hydrolyzes phenylcarbamate herbicides. Science 147, 740-741
- KICK, H. 1963 : Ein Beitrag zur Kennzeichnung der organischen Masse in Städtekomposten und Klärschlamm sowie anderer daraus hergestellter Humusdünger. Landw. Forschung 16, 229-237

- KNIGHT, A.G. and T.E. TOMLINSON 1967 : The interaction of paraquat (1:1' -Dimethyl 4:4' - dipyridylum dichloride) with mineral soils. J. Soil Sci. 18, 233-243
- KOLAR, L. 1966 : (Sorptionsseigenschaften der Flugasche aus den Elektrizitätswerken). Tschech. Rostlinna Vyroba 12, 1055-1070
- KOLAR, L. 1968 : (Über bestimmte Anomalien der Sorption und des Ionenaustausches an Flugasche-Partikeln). Tschech. Rostlinna Vyroba 14, 1019-1028
- KOLAR, L. 1969 : (Flugaschen und die Möglichkeiten ihrer Verwendung). Tschech. Prag
- KOPP, E. 1960 : Der Einfluß der organischen kohlehaltigen Beimengungen auf den Kulturwert der pleistozänen und miozänen Deckgebirgsmassen der Niederlausitzer Tagebaue. Dissertation, Berlin
- KOREN, E. and F.M. ASHTON 1973 : Influence of temperature on absorption, translocation and metabolism of pyrazon in sugar beets. Weed Sci. 21, 241-245
- KOZEL, J. and V. MALY 1964 : The influence of industrial exhalations on the fertility of ground and on the yields of agricultural plants. Socialist Agr. Sci. 13, 329-352
- KRÜGER, C., F.W. WEITZ, E. BEIER und R. JANSEN 1958 : Über die Gewinnung und Eigenschaften von Bitumen und Huminsäuren aus petrographisch definierten Braunkohlen. Braunkohle, Wärme und Energie 10, 193-205
- LAERMANN, H.T. 1972 : Die Wirkung von Terbutryn und Methabenzthiazuron auf Wintergerste in Abhängigkeit von verschiedenen Bodeneigenschaften und Umweltbedingungen. Dissertation, Göttingen
- LANG, K. 1960 : Gutachten über Art und Menge der Flugstaubablagerungen im Raum Neu-Hemmerich und ihre Auswirkungen auf die Bodennutzung. Unveröffentlicht

- LANGNER, C. 1969 : Bericht über den Wasserhaushalt der mit Braunkohlenflugstaub beaufschlagten Böden (Lößlehmböden) im rheinischen Braunkohlengebiet. Unveröffentlicht.
- LAU, A. 1970 : Vergleichende Untersuchungen über die Wirkungsweise von Herbizidkombinationen zur Einschränkung von Wildhafer (*Avena fatua* L.) und dikotylen Unkräutern im Zuckerrüben-, Sommergersten- und Ackerbohnenanbau auf Oderbruchstandorten. Dissertation, Berlin
- LEMMERMANN, O. 1933 : Über den Wert von Braunkohle und einigen sogenannten Humusdüngern. Z. PflErnähr.Düng.Bodenkd. 30, 1-12
- LEOPOLD, A.C.
P. van SCHAİK and
M. NEAL 1960 : Molecular structure and herbicide adsorption. Weeds 8, 48-54
- LISSNER, A. 1960 : Charakteristische Eigenschaften der Braunkohle. Berichte über die Verhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Math. nat. wiss. Klasse 104, 2-20
- LISSNER, A. und
W. MANNCHEN 1965 : Bestimmung der physikalischen Oberfläche an Braunkohlen nach der Methode der Gasadsorption. Freib. Forsch.-H. A 373, 7-18
- LIU, L.C.,
H.R. CIBES-VIADE and
J. GONZALES-IBANEZ 1970a : The persistence of atrazine, ametryne, prometryne, and diuron in soils under greenhouse conditions. J. Agric. Univ. Puerto Rico 54, 631-639
- LIU, L.C.,
H.R. CIBES-VIADE and
F.K.S. KOO 1970b : Adsorption of ametryne and diuron by soils. Weed Sci. 18, 470-474
- LÖBL, F. and
M. KULDOVA 1970 : (Die landwirtschaftlichen Aspekte der Anwendung von Flugasche aus Kraftwerken. III Der Einfluß geringer Aschegaben auf die Bodenrespiration). Tschech. Rostlinna Vyroba 16, 623-630

- LÖBNER, A. 1949 : 10 Jahre Regenwasseranalysen - Ein Beitrag zur Ortsüblichkeit von Staubbiederschlägen. *Gesundh. Ing.* 70, 196-200
- LÖBNER, A. 1960 : Ergebnisse von Staubbiederschlagsmessungen an verschiedenen Orten Deutschlands in den Jahren 1953 bis 1959. *Schr. Reihe Ver. Wass.-Boden-Luft-hyg. Berlin-Dahlem*, H.15
- LONG, C.E. and E.F. SCRANTON 1969 : The action of charcoal on the herbicidal activity of several herbicides. *Proc. 24th North Centr. Weed Control Conf.*, 55-56
- LUX, H. 1964 : Beitrag zur Kenntnis des Einflusses der Industrieexhalationen auf die Bodenvegetation in Kiefernforsten. *Arch. Forstwesen* 13, 1215-1223
- MAIER-BODE, H. 1971 : Herbizide und ihre Rückstände. Stuttgart.
- MANCY, K.H., W.E. GATES, J.D. EYE and P.K. DEB 1964 : The adsorption kinetics of ABS on fly ash. *Proc. 19th Ind. Waste Conf., Purdue Univ. Lafayette, Ind. Ext. Ser.* 117, 146-160
- MARTENS, D.C., M.G. SCHNAPPINGER, J.W. DORAN and F.R. MULFORD 1970 : Fly ash as fertilizer. *Proc. Second Ash Utilization Symposium, Pittsburgh*, 310-326
- MASSINI, P. 1961 : Movement of 2,6-dichlorobenzonitrile in soils and in plants in relation to its physical properties. *Weed Res.* 1, 142-146
- MAYER, L. 1960 : Reichweiten von Industriestäuben. *Wasser, Luft, Betrieb* 4, 231-234
- MEGGITT, W.F. 1970 : Herbicide activity in relation to soil type. *In: Pesticides in the Soil: Ecology, Degradation and Movement. Proc. of a Symposium. East Lansing*, 139-141
- MORTLAND, M.M. 1970 : Clay-organic complexes and interactions. *Adv. Agron.* 22, 75-117

- MUDRA, A. 1958 : Statistische Methoden für landwirtschaftliche Versuche.
Berlin
- MÜCKENHAUSEN, E. 1957 : Die wichtigsten Böden der Bundesrepublik Deutschland.
Frankfurt
- MÜHLETHALER, P. 1964 : Erfahrungen mit Pyramin in der Schweiz, speziell auf Moorböden.
Wiss. Ausspr. über chem. Unkrautbek. in Zuckerrüben mit Pyramin,
Ludwigshafen, 53-54
- MÜLLER, H.C. 1913 : Schädigung der Landwirtschaft durch Rauch, Flugasche und Staub.
Arb. Landwirtschaftskammer Prov. Sachsen, H. 30, 93-105
- MUSTAFA, M.A. and Y. GAMAR 1972 : Adsorption and desorption of diuron as a function of soil properties.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 36, 561-565
- NEARPASS, D.C. 1969 : Exchange adsorption of 3-amino-1,2,4-triazole by an organic soil.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 33, 524-528
- NEARPASS, D.C. 1971 : Adsorption interactions in soils between aminotriazole and s-triazines.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 35, 64-68
- NEARPASS, D.C. 1972 : Hydrolysis of propazine by the surface acidity of organic matter.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 36, 606-610
- NEEB, O. und C. WINNER 1969 : Die Abhängigkeit des Ertrages und der Qualität der Zuckerrübe von der Höhe des Feldaufganges beim Anbau ohne Vereinzelnung.
Zucker 27, 153-160
- NELSON, N.H. and S.D. FAUST 1969 : Acidic dissociation constants of selected aquatic herbicides.
Environm. Sci. Technol. 3, 1186-1188
- NEURURER, H. 1966 : Rückblick und Vorausschau auf die Unkrautbekämpfung in Zuckerrüben.
Pflanzenarzt 19, 46-48

- NEURURER, H. 1969 : Ein Unkrautstreifen verläuft quer durch das Zuckerrübenfeld - welche Ursache?
Pflanzenarzt 21, 85-86
- NEURURER, H. 1972 : Untersuchungen über das Verhalten von Herbiziden im Boden.
Bodenkultur 23, 138-172
- OORSCHOT, J.L.P.van 1970 : Effect of transpiration rate of bean plants on inhibition of photosynthesis by some root-applied herbicides.
Weed Res. 10, 230-242
- OSGERBY, J.M. 1970 : Sorption of un-ionized pesticides by soils.
S.C.I. Monographs No. 37, 63-78
- OSTROWSKI, J. 1967 : Laboratory studies on soil leaching of some herbicides for sugar beet. Journées Internationales d'Études sur les Désherbage Sélectif en Cultures de Betteraves, Marly-le-Roi, 233-237
- OSTROWSKI, J. 1968 : The elimination of herbicides carry-over effect by their adsorption on activated carbon.
Roczn Glebozn 19, 235-241
- OSTROWSKI, J. 1969 : Studies on the availability of pyrazon.
Roczn Glebozn 20, 277-288
- PAFFEN, K.H. 1959 : Niederrheinische Bucht.
In: MEYNEN, E. et al.: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Band 2, 6. Lieferung, Remagen, 822-837
- PAROCHETTI, J.V. 1973 : Soil organic matter effect on activity of acetanilides, CDAA and atrazine.
Weed Sci. 21, 157-160
- PAROCHETTI, J.V. and G.F. WARREN 1966 : Vapor losses of IPC and CIPC.
Weeds 14, 281-284
- PELZ, E. 1965 : Die phytotoxische Wirkung von Staubemissionen und Maßnahmen zu ihrer Verhütung.
Technik 15, 549-555

- PESTEMER, W. 1973 : Dynamik und Wirkung des Herbizids Linuron in einem Boden mit lang-jährig differenzierter organischer Düngung. Dissertation, Berlin
- PFINGSTEN, E.U. 1939 : Die Wirkung von Braunkohlen und daraus hergestellter Humusstoffe auf die physikalischen Eigenschaften leichter Böden. Dissertation, Bonn
- QUACK, R. 1966 : Die staub- und gasförmigen Emissionen von Wärmekraftwerken. Brennst.-Wärme-Kraft 18, 479-486
- RAMAND, E. 1969 : Activity and immobility of lenacil in a highly organic soil. Weed Res. 9, 371-372
- RAMAND, E. 1970 : The effects of band incorporation of lenacil on sugar beet in highly organic soils. Proc. 10th Br. Weed Control Conf. 2, 600-604
- RAMMLER, E. und R. BAUERFEIND 1959 : Staubmessungen in Braunkohlenbrikettfabriken. Staub 19, 134-138
- RAMMLER, E. und A. LISSNER 1965 : Zur internationalen Klassifizierung der Braunkohlen für statistische und technische Zwecke. Freib. Forsch.-H. A 373, 41-90
- REZANIA, M. 1967 : Fruchtbarkeit und Ertragsfähigkeit trocken umgelagerter Lössböden im Rekultivierungsgebiet Neurath (Kreis Grevenbroich). Dissertation, Bonn
- RHODE, G. 1962 : Flugasche und Pflanzenwachstum. Z. ges. Hyg. 8, 333-339
- RIECHE, A. und J. STRANKMÜLLER 1958 : Über die Reinigung phenolhaltiger Abwässer nach dem Asche-Luft-Verfahren. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 8, 64-68
- RIPPER, W.E. 1958 : Chemical control of broad leaved weeds in beet. Br. Sugar Beet Review 26, 171-176

- RIPPON, J.E. and M.J. WOOD 1967 : The microbiology of P.F.A.: The colonization of P.F.A. and laboratory studies.
Central Electricity Research Laboratories. Leatherhead. Laboratory Note No. RD/L/N 132/67
- RÜTHER, H. 1937 : Vergleichende Untersuchungen über die Wirkung der im Ackerboden und in Braunkohlen enthaltenen Humusstoffe auf Pflanzen und Bakterien. Dissertation, Bonn
- SALTER, P.J., D.S. WEBB and J.B. WILLIAMS 1971 : Effect of pulverized fuel ash on the moisture characteristics of coarse-textured soils and on crop yields.
J. Agric. Sci. Cambr. 77, 53-60
- SALTER, P.J. and J.B. WILLIAMS 1967 : Effects of pulverized fuel ash on the moisture characteristics of soils.
Nature 213, 1157-1158
- SCHNEFFER, F. 1942 : Untersuchungen über Eigenschaften der Lignine und ligninähnlicher Stoffe, insbesondere der technischen Lignine und ihre Bedeutung als humusbildende Stoffe.
Z. PflErnähr.Düng.Bodenkd. 39, 23-61
- SCHNEFFER, F. und P. SCHACHTSCHABEL 1970 : Lehrbuch der Bodenkunde.
7. Auflage. Stuttgart
- SCHLICHTING, E. und H.P. BLUME 1966 : Bodenkundliches Praktikum.
Hamburg, Berlin
- SCHMIDT, H. und J. MEYER 1968 : Entwicklungstendenzen der chemischen Unkrautbekämpfung in Beta-Rüben.
Gesunde Pfl. 20, 58-64
- SCHMIDT, R.R. 1972 : Einfluß des C-Gehaltes und der Ionenaustauschkapazität des Bodens auf die Wirksamkeit von Herbiziden.
Z. PflKrankh.PflPath.PflSchutz Sonderh. 6, 59-64
- SCHMITZ, H. 1967 : Untersuchungen über die Wirksamkeit der Brüdenentstauber in Brikettfabriken.
Braunkohle, Wärme und Energie 19, 417-424

- SCHÖLL, S. 1965 : Ein neues Herbizid zur selektiven Unkrautbekämpfung bei Zuckerrüben. Z. PflKrankh.PflPath.PflSchutz Sonderheft 3, 199-206
- SCHOLL, G. 1968 : Bericht über Wirkungen von Braunkohlenflugstaub auf das Wachstum verschiedener Kulturpflanzen. Unveröffentlicht.
- SCHWARZ, K. 1966 : Die Flugstaubabscheidung in modernen kohlegefeuerten Dampfkesselgroßanlagen. Haus der Technik Essen, Vortragsveröffentlichungen Nr. 85, 57-72
- SCHWARZ, R.G. 1967 : Adsorption of selected pesticides on activated carbon and mineral surfaces. Environm. Sci. Technol. 1, 332-337
- SCHWEIZER, E.E. and J.H. DAWSON 1970 : Weed control methods, losses and costs due to weeds, and benefits of weed control in sugarbeets. First FAO International Conference on Weed Control, Davis, 1-14
- SCHWUGER, M.J. 1969 : Adsorption ionogener Tenside an porösen, hydrophoben Festkörpern. Düsseldorf
- SCOTT, D.C. and J.W. WEBER 1967 : Herbicide phytotoxicity as influenced by adsorption. Soil Sci. 104, 151-158
- SHEETS, T.J. 1964 : Review of disappearance of substituted urea herbicides from soil. J. Agric. Fd Chem. 12, 30-33
- SIEGEL, G. 1969 : Beiträge zur Biochemie und Physiologie des Herbizides Protham. Dissertation, Halle-Wittenberg
- SIKORA, R.A. und E. SCHLÖSSER 1973 : Pathogenität und Populationsentwicklung von Heterodera schachtii an Zuckerrüben unter dem Einfluß eines Immissionsbodens mit 10 % Kohlenstoffgehalt. Int. Symp. über Pflanzenschutz Gent. Zusammenfassungen der Mitteilungen, D.3

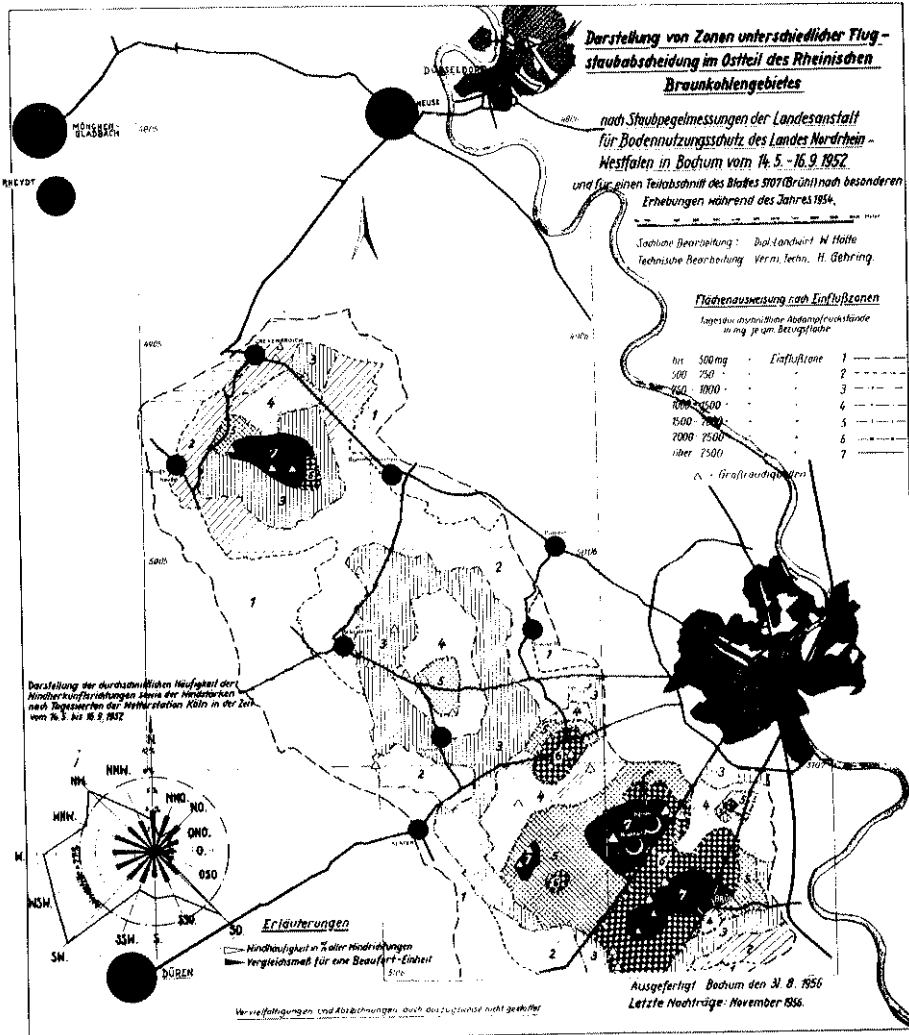
- SMITH, D.T. 1968 : Movement and persistence of a herbicide, 5-amino-4-chloro-2-phenyl-3(2H)-pyridazinone (Pyrazon), in soil.
Ph. D. Thesis, Michigan State University, East Lansing
- SNELLING, K.W., J.A. HOBBS and W.C. POWERS 1969 : Effects of surface area, exchange capacity and organic matter content on miscible displacement of atrazine in soils.
Agron. J. 61, 875-878
- SNYDER, M.J., A.J. ROESE, R.I. HUNTER and P. GLUCK 1966 : Fly ash utilization research program.
Edison Electric Institute Bulletin, Feb. 1966, 38-42
- SOBOTKA, A. and J. MATERNA 1959 : Forest seedlings and mykorrhiza development on fly ash.
Nature 184, 1066-1067
- SPENCER, W.F., M.M. CLIATH and W.J. FARMER 1969 : Vapor density of soil-applied dieldrin as related to soil-water content, temperature, and dieldrin concentration.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 33, 509-511
- SPENGLER, D. 1968 : Physikalisch-chemische und rückstandsanalytische Untersuchungen am herbiziden Wirkstoff Proximpham.
Dissertation, Magdeburg
- STAEMLER, C. 1966 : Die brennbare Substanz in Feuerungs-rückständen und Flugaschen von Braunkohlen.
Energieanwendung 15, 188-190
- STEVENSON, F.J. 1972 : Organic matter reactions involving herbicides in soil.
J. Environm. Quality 1, 333-343
- STICKLER, R.L., E.L. KNAKE and T.D. HINESLY 1969 : Soil moisture and effectiveness of preemergence herbicides.
Weed Sci. 17, 257-259
- STRADE, J., J. BICAN und L. KOLAR 1965 : (Sorptionskapazität von Flugasche und die Möglichkeit ihrer Verwendung in der Landwirtschaft).
Tschech.
Sbornik VSZ, C. Budejovice 3, H. 5, 97-102

- SÜSS, A.,
G. EBEN und
H. SIEGMUND 1972 : Verhalten von adsorbierten Herbi-
ziden im Boden und deren Verfüg-
barkeit für die Pflanze.
Z. PflKrankh.PflPath.PflSchutz
Sonderh. 6, 65-74
- SÜSS, A. und
A. WAGNER 1969 : Die Sorption von Herbiziden an
verschiedene Bodenkomponenten.
Z. PflKrankh.PflPath.PflSchutz
76, 528-535
- SÜSS, A. und
A. WAGNER 1970 : Die Adsorption von Herbiziden an
verschiedene Bodenkomponenten.
Z.PflKrankh.PflPath.PflSchutz
Sonderheft 5, 33-42
- SUND, K.A. 1964 : An evaluation of atrazine, simazine,
monuron and diuron on ten Hawaiian
sugar cane plantations.
Weeds 12, 215-219
- TALBERT, R.E. and
O.H. FLETCHALL 1965 : The adsorption of some s-triazines
in soils.
Weeds 13, 46-52
- TENNEY, M.W. and
W.F. ECHELBERGER 1970 : Fly ash utilization in the treat-
ment of polluted waters.
Proc. Second Ash Utilization Symp.
Pittsburgh, 237-268
- THOMAS, S. 1969 : Untersuchungen über die Fechtig-
keitsverhältnisse von Kipprohböden
des Braunkohlenbergbaues in der
Niederlausitz.
Dissertation, Berlin
- TRSKA, J.,
J. BICAN und
L. KOLAR 1968 : (Der Einfluß der Flugasche aus
Elektrizitätswerken auf die Kinetik
des Eiweißzerfalls im Boden)
Tschech.
Sbornik VSZ, C. Budejovice 6, H.
15, 61-68
- UPCHURCH, R.P. 1966 : Behavior of herbicides in soil.
Res. Rev. 16, 46-80
- UPCHURCH, R.P. and
D.D. MASON 1962 : The influence of soil organic matter
on the phytotoxicity of herbicides.
Weeds 10, 9-14
- UPCHURCH, R.P.,
F.L. SELMAN,
D.D. MASON and
E.J. KAMPRATH 1966 : The correlation of herbicidal ac-
tivity with soil and climatic fac-
tors.
Weeds 14, 42-49

- VETTER, H. und
A. FRÜCHTENICHT 1973 : Abstufung der Nährstoff-Grenzwerte
mit steigendem Humusgehalt.
Landw. Forschung 26, 1-9
- WACHALEWSKI, T. 1970 : (Veränderungen einiger Eigenschaf-
ten von Humussubstanzen in Böden
mit Industriestäuben). Poln.
Biul.Zaklad.Badwcz.Nauk.Gornoslask.
Okregu Przem. PAN 12, 105-114
- WAGENBRETH, D. und 1971 : Eine einfache Biotest-Methode zur
R. TROMMER Bestimmung der Einwaschung von
Herbiziden in Bodensäulen sowie
Möglichkeiten zur mathematischen
Auswertung.
Nachrichtenbl.Dt.Pflanzenschutz-
dienst (Berlin) 25, 24-31
- WALKER, A. 1971 : Effect of soil moisture on the
availability of soil-applied
herbicides to plants.
Pestic. Sci. 2, 56-59
- WALKER, A. 1972 : Availability of atrazine to plants
in different soils.
Pestic. Sci. 3, 139-148
- WALKER, A. and 1968 : The role of organic matter in ad-
D.W. CRAWFORD sorption of the triazine herbicides
by soils.
In: Isotopes and Radiation in Soil
Organic Matter Studies. Int. Atomic
Energy Agency, Vienna, 91-105
- WALTER, H. und 1967 : Klimadiagramm-Weltatlas.
H. LIETH Jena
- WARD, T.M. and 1970 : Influence of pH on the adsorption
F.W. GETZEN of aromatic acids on activated
carbon.
Environm. Sci. Technol. 4, 64-67
- WARREN, G.F. 1956 : The relative adsorption of several
herbicides by widely differing
soils.
Proc. 13th North Central Weed Con-
trol Conf., 5
- WEBER, J.B. and 1968 : Microbial decomposition of diquat
H.D. COBLE adsorbed on montmorillonit and
kaolinit clays.
J. Agric.Fd Chem. 16, 475-478

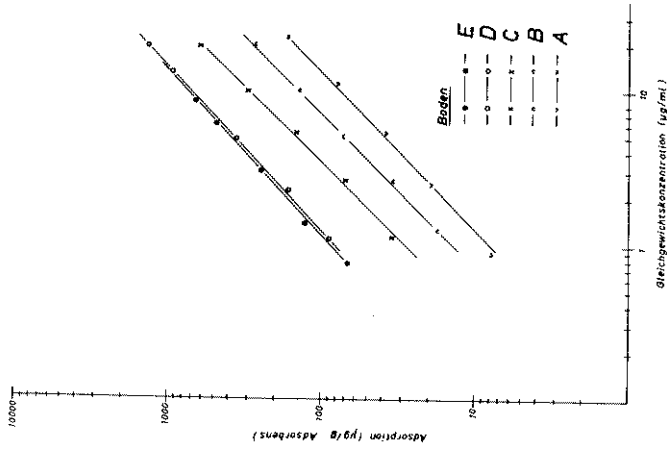
- WEBER, J.B., P.W. PERRY and R.P. UPCHURCH 1965 : The influence of temperature and time on the adsorption of paraquat, 2,4-D, and prometryne by clays, charcoal and an anion exchange resin. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 29, 678-688
- WEBER, J.B., T.M. WARD and S.B. WEED 1968 : Adsorption and desorption of diquat, paraquat, prometone, and 2,4-D by charcoal and exchange resins. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 32, 197-200
- WEBER, J.B., S.B. WEED and T.M. WARD 1969 : Adsorption of s-triazines by soil organic matter. Weed Sci. 17, 417-421
- WOLCOTT, A.R. 1970 : Retention of pesticides by organic materials in soils. In: Pesticides in the Soil: Ecology, Degradation and Movement. Proc. of a Symposium, East Lansing, 128-138
- WÜNSCHE, M., A. SCHUBERT and W. HAUBOLD 1967 : Das Leistungspotential pleistozäner und tertiärer Abraummassen auf älteren Kippflächen im Bereich des ehemaligen Tagebaues Wirtnitz I, Kreis Borna. Bergbautechnik 17, 313-319
- YUEN, Q.N. and H.W. HILTON 1962 : The adsorption of monuron and diuron by Hawaiian sugarcane soils. J. Agric. Fd Chem. 10, 386-392
- ZAPF, R. 1972 : Pflanzenschutz als integrierender Bestandteil einer zukunftssträchtigen Agrarproduktion. Mitt. Biol. Bundesanst. Berlin-Dahlem H. 146, 99-116
- ZIEGER, E. 1953/54 : Rauchsäden im Walde. Wiss. Zeitschr. T.H. Dresden 3, 271-280
- ZWEEP, W.van der 1964 : The reaction of sugar beets and other testplants upon herbicides. Wiss. Ausspr. über chem. Unkrautbek. in Zuckerrüben mit Pyramin, Ludwigshafen, 70-77

F. ANHANG

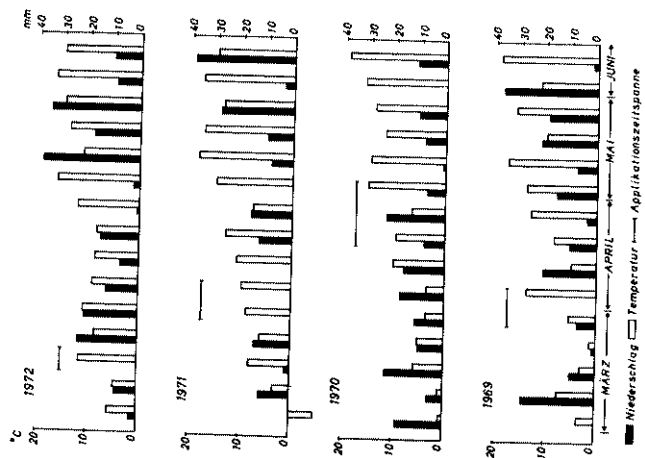


Anhangsabb. I: Ergebnisse von Staubpegelmessungen (aus HÖLTE, 1957)

Wiedergabe mit Erlaubnis des Herrn Präsidenten der Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen in Essen



Anhangsabb. III: FREUNDLICHE Adsorptionsisothermen für
 Prophan mit fünf verschiedenen Böden.
 Eigenschaften der Böden s. Anhangstabelle VI



Anhangsabb. II: Witterungsverlauf in den Frühjahrsmonaten
 der Jahre 1969 - 1972
 Station: Fischenich (Kreis Köln)
 Temperatur: Wochenmittel
 Niederschlag: Wochensummen

Anhangstabelle I: Niederschlagsverhältnisse an den Versuchstandorten vor und nach der Herbizidapplikation

Jahr/ Standort Nr.	Summen der Niederschläge (mm)						
	Zwischen Saat und Vorauf- lauf- behandlung	Wochen nach der Vorauf- laufbehandlung					
		1.	2.	3.	4.	5.	6.
1969/41	2	11	15	42	66	71	81
" /36	0	30	46	60	70	76	87
" /38	0	30	46	60	70	76	87
" /42	0	30	46	60	70	76	87
" /37	0	30	54	59	69	76	88
1970/14	0	1	18	38	41	57	60
" / 8	25	20	21	27	39	51	61
" /10	0	24	44	0	52	60	72
" /17	38	0	6	18	30	37	0
" /18	38	0	6	18	30	37	0
" /15	25	45	0	53	62	74	81
" / 9	25	45	0	53	62	74	81
1971/28	0	0	1	24	0	0	76
" /30	0	0	1	5	22	0	50
" /33	0	0	0	1	25	0	45
" /34	0	0	0	5	32	36	77
" /45	0	0	13	20	38	52	77
" /25	0	0	1	13	25	26	59
1972/45	0	0	28	51	59	0	80
" /46	0	38	50	71	79	83	91

Anhangstabelle II,1: Angaben zur Vorfrucht, Düngung, Bodenbearbeitung und Saat bei den Versuchsstandorten in den Jahren 1969 und 1970

Jahr/ Stand- ort Nr.	Vorfrucht	Düngung			Pflügen	Saat			
		organisch	mineralisch			Datum	Sorte	Ablage bzw. kg/ha	
			kg/ha						
			N	P ₂ O ₅	K ₂ O				
1969/41	W.Gerste	Gründüngung	160	160	400	Herbst	23.3.	Strubepoly p ¹⁾	6 cm
" /36	W.Gerste	Stallmist	180	180	300	Frühjahr	4.4.	Dippes Ero k ²⁾	8 cm
" /38	W.Gerste	Gründüngung	180	160	400	Herbst	5.4.	Kaweerta k	6 cm
" /42	W.Gerste	Stallmist	180	180	300	Frühjahr	5.4.	Dippes Ero k	8 cm
" /37	W.Gerste	Gründüngung	200	190	360	Herbst	9.4.	Kaweerta p	8 cm
1970/14	W.Gerste	Gründüngung	160	160	400	Herbst	5.5.	Euromono p	6 cm
" / 8	W.Gerste	Gründg.+Stallm.	172	156	300	Herbst	19.4.	Kawepoly p	8 cm
" /10	W.Gerste	Gründüngung	160	120	400	Herbst	18.4.	Kaweerta k	6 cm
" /17	W.Gerste	Hühnerdung	160	160	400	Frühjahr	20.4.	Strubepoly p	6 cm
" /18	W.Gerste	Gründüngung	200	190	360	Herbst	23.4.	Kaweerta p	8 cm
" /15	W.Gerste	Stallmist	180	180	300	Frühjahr	17.4.	Dippes Ero k	8 cm
" / 9	W.Gerste	Stallmist	180	180	300	Frühjahr	17.4.	Dippes Ero k	8 cm

1) p = pilliert, 2) k = kalibriert

Anhangstabelle II,2: Angaben zur Vorfrucht, Düngung, Bodenbearbeitung und Saat bei den Versuchsstandorten in den Jahren 1971 und 1972

Jahr/ Stand- ort Nr.	Vorfrucht	Düngung			Pflügen	Saat			
		organisch	mineralisch			Datum	Sorte	Ablage bzw. kg/ha	
			kg/ha						
			N	P ₂ O ₅	K ₂ O				
1971/28	W.Gerste	Gründüngung	180	180	400	Herbst	6.4.	Kaweerta k	6 cm
" /30	W.Gerste	Gründüngung	170	160	300	Herbst	31.3.	Euromono p	22 cm
" /33	W.Gerste	Gründüngung	160	160	400	Herbst	31.3.	Strubepoly p	8 cm
" /34	D.Bohnen	Gründüngung	190	150	400	Herbst	2.4.	Kaweerta p	6 cm
" /45	Sellerie	-	100	100	350	Herbst	8.4.	Kaweerta k	10 kg
" /25	W.Gerste	Gründüngung	160	120	400	Frühjahr	2.4.	Euromono p	18 cm
1972/45	Wirsingk.	-	100	100	350	Herbst	17.3.	Kaweerta k	12 kg
" /46	Erbsen	-	190	150	400	Herbst	18.3.	Kaweerta p	8 cm

Anhangstabelle III,1: Vorsaatsbehandlungen und Aufwandmengen der Voraufbehandlungen in den Versuchsjahren 1969 und 1970.

Angaben in kg Gesamtwirkstoffe je ha

Jahr/ Stand- ort Nr.	Vorsaat- behand- lung	Voraufbehandlung										
		Pyra- zon	P/P/N			P/M						
			I	II	III	I	II	III				
1969/41	Diallat	3,90	-	-	6,50	-	-	-	6,75			
" /36	Diallat	3,90	-	6,50	-	-	-	-	6,75			
" /38	Diallat	3,90	-	6,50	-	-	-	-	6,75			
" /42	Diallat	3,90	6,50	-	-	-	-	6,75	-			
" /37	Diallat	3,90	6,50	-	-	-	-	6,75	-			
1970/14	Diallat	2,60	2,80	3,80	5,00	2,40	3,20	4,20				
" / 8	TCA	2,60	2,80	3,80	5,00	2,40	3,20	4,20				
" /10	TCA	3,90	4,10	5,40	7,20	3,00	4,10	5,40				
" /17	-	3,90	4,90	6,50	8,60	3,70	4,95	6,60				
" /18	Diallat	3,90	5,30	7,00	9,20	4,05	5,40	7,20				
" /15	Diallat	4,55	5,70	7,60	10,00	4,90	5,85	7,80				
" / 9	Diallat	5,20	6,50	8,70	11,50	5,10	6,80	9,00				

Anhangstabelle III,2: Vorsaatsbehandlungen und Aufwandmengen der Voraufbehandlungen in den Versuchsjahren 1971 und 1972.

Angaben in kg Gesamtwirkstoffe je ha

Jahr/ Stand- ort Nr.	Vorsaat- behand- lung	Voraufbehandlung										
		Pyra- zon	P/P/N			P/M			Lenacil			
			I	II	III	I	II	III	I	II	III	
1971/28	-	2,60	3,00	4,10	5,40	2,40	3,20	4,20	0,90	1,20	1,60	
" /30	TCA	2,60	3,00	4,10	5,40	2,40	3,20	4,20	0,90	1,20	1,60	
" /33	-	5,20	4,85	6,50	8,65	3,70	4,95	6,60	1,50	2,00	2,65	
" /34	-	5,90	5,40	7,20	9,60	4,10	5,50	7,30	1,80	2,40	3,20	
" /45	-	7,80	5,40	7,20	9,60	4,10	5,50	7,30	2,10	2,80	3,70	
" /25	Diallat	7,80	5,50	7,30	9,70	4,20	5,60	7,50	2,40	3,20	4,30	
1972/45	-	-	5,40	7,20	9,60	4,10	5,50	7,30	2,10	2,80	3,70	
" /46	-	-	5,40	7,20	9,60	4,10	5,50	7,30	1,80	2,40	3,20	

Anhangstabelle IV,1: Termine und Witterungsdaten zu den Voraufaufbehandlungen sowie Auf-
lauf-, Bonitur- und Erntetermine in den Versuchsjahren 1969 und 1970

Jahr/ Stand- ort Nr.	Voraufaufbehandlung				Auflauf	Bonitur	Ernte
	Datum	Boden- temp. °C 5 cm	Luft- temp. °C	r.F. %			
1969/41	28.3.	-	4	-	21.4.	13.5.	1.10.
" /36	8.4.	-	20-22	-	23.4.	13.5.	-
" /38	8.4.	-	20-22	-	23.4.	13.5.	-
" /42	8.4.	-	20-22	-	23.4.	13.5.	-
" /37	11.4.	-	14	-	3.5.	13.5.	-
1970/14	6.5.	17	20-22	70-75	18.5.	2.6.	30.9.
" / 8	28.4.	10	8-10	90-95	10.5.	23.5.	1.10.
" /10	20.4.	10	8-9	70-80	10.5.	23.5.	28.9.
" /17	4.5.	12	11	90	11.5.	26.5.	-
" /18	4.5.	11	10	85	12.5.	25.5.	-
" /15	28.4.	9	8	70-75	6.5.	22.5.	-
" / 9	28.4.	8	5-7	70	6.5.	20.5.	29.9.

Anhangstabelle IV,2: Termine und Witterungsdaten zu den Voraufaufbehandlungen sowie Auf-
lauf-, Bonitur- und Erntetermine in den Versuchsjahren 1971 und 1972

Jahr/ Stand- ort Nr.	Voraufaufbehandlung				Auflauf	Bonitur	Ernte
	Datum	Boden- temp. °C 5 cm	Luft- temp °C	r.F. %			
1971/28	7.4.	9	11	95	26.4.	14.5.	21.9.
" /30	2.4.	11	13-15	70-75	24.4.	14.5.	-
" /33	1.4.	8	11	80-90	23.4.	13.5.	-
" /34	2.4.	10-11	12-14	70	19.4.	12.5.	24.9.
" /45	19.4.	14	12-16	75-85	27.4.	16.5.	-
" /25	5.4.	14	22	60-70	20.4.	21.5.	22.9.
1972/45	17.3.	7-8	17-20	40-60	4.4.	5.5.	-
" /46	22.3.	8-10	10-12	60-80	5.4.	6.5.	26.9.

Anhangstabelle V: Bodeneigenschaften der Versuchsstandorte. Orte nach C-Gehalt geordnet
(Außer dem C-Gehalt wurden sämtliche Werte von der LUFA Bonn ermittelt)

Standort Nr.	C		Ton		Fein-u. Mittel-schluff		CaCO ₃		Salz		T-Wert C/N		Mg	P ₂ O ₅	K ₂ O	lösli. N		Boden-zahl/Acker-zahl
	%		%		%		%		%		mval	mg	mg	mg	mg	mg	mg	
14	0,96		15,8		28,1		0,08		0,10		9,1	12	12	39	36		29	83/92
28	1,06		17,1		25,6		0,03		0,09		7,9	8	7	39	59		10	83/93
8	1,26		16,9		28,2		0,13		0,01		11,6	13	9	19	26		6	82/92
30	1,36		17,1		25,6		0,06		0,05		6,9	11	9	14	37		3	81/91
41	1,60		14,9		25,2		0,26		0,04		5,6	15	10	45	29		5	79/85
10	1,93		14,4		26,0		0,07		0,02		4,8	15	10	23	24		6	77/86
35	2,12		20,3		23,5		0,13		0,04		14,5	15	10	23	24		1	77/85
17	2,27		14,4		26,4		0,65		0,04		10,3	19	11	21	37		6	77/86
33	2,29		16,9		26,9		0,05		0,04		8,6	18	8	23	24		3	77/86
18	2,51		14,9		26,6		0,32		0,04		12,1	17	11	45	55		8	77/86
34	2,74		17,4		29,4		0,05		0,06		9,6	18	15	35	47		3	74/83
36	2,74		13,4		24,5		0,29		0,09		10,5	15	15	45	85		9	76/85
45	2,86		14,8		24,4		0,09		0,04		9,5	19	11	48	43		4	85/97
46	2,96		14,3		25,0		1,36		0,11		8,5	23	14	45	58		3	72/81
25	3,19		17,8		22,3		0,54		0,05		10,2	21	13	16	23		2	77/85
38	3,38		15,6		22,8		0,08		0,07		13,0	24	10	47	85		11	76/83
15	4,61		10,8		29,8		1,25		0,04		8,6	24	18	20	17		6	77/86
42	4,75		10,7		25,6		1,53		0,07		6,5	40	18	72	73		6	77/86
26	5,88		16,4		21,6		1,47		0,05		18,7	33	22	10	19		2	75/84
37	6,00		12,9		25,8		1,26		0,11		13,3	50	18	28	39		7	75/83
9	9,98		10,5		29,4		3,91		0,04		23,0	40	34	9	24		6	75/83
83	11,25		8,7		17,2		5,60		0,06		21,5	49	34	38	41		4	52/50

Anhangstabelle VI: Eigenschaften der in den Gefäß- und Laborversuchen verwendeten Böden.

Bestimmung der Positionen 2-12 durch die LUFA in Bonn

	Böden +)					
	A	B	C	D	E	F
1. C %	1,02	2,79	4,35	10,44	11,25	52,50
2. C/N	11	19	24	44	49	43
3. Ton %	17,2	14,5	11,2	10,2	8,7	-
4. Fein- und Mittelschl. %	27,1	25,4	28,5	29,5	17,2	-
5. CaCO ₃ %	0,04	0,09	1,22	4,22	5,60	0,13
6. Salz %	0,08	0,04	0,04	0,04	0,06	0,37
7. pH-Wert	6,32	7,10	7,15	7,30	7,30	4,05
8. T-Wert mval	7,9	9,5	8,5	23,5	21,5	71,4
9. Mg mg	9	11	16	32	34	42
10. P ₂ O ₅ mg	40	48	23	12	38	53
11. K ₂ O mg	53	43	24	22	41	140
12. lösl. N mg	8	4	5	6	4	50
13. WK _{max} %	41,0	42,5	49,8	71,6	65,7	580,0
14. Hy %	4,05	5,37	6,85	12,20	12,20	88,52
15. Vol.Gew. g/ml	1,08	0,97	0,96	0,75	0,75	0,16

+)
 A = immissionsfreier Vergleichsboden aus Deelen
 C,D = Bodenproben aus dem Immissionsgebiet Neurath
 B,E = Bodenproben aus dem Immissionsgebiet Hürth-Frechen
 F = Hochmoortorf "Oldenburg"

Anhangstabelle VII,1: Regressionen zwischen dem C-Gehalt und verschiedenen anderen Bodenkennwerten

a) $x = \% C$, $y = \% \text{ Wassergehalt des lufttrockenen Bodens}$

$$Y = 0,9808 + 0,4052 x$$

Streuungs- ursache	FG	SQ	s^2	t
Gesamt	50	44,57		
lin. Regr.	1	31,71	31,71	11,0***
Um d. Regr.	49	12,86	0,2626	

$$\bar{x} = 2,85$$

$$\bar{y} = 2,14$$

$$s_x^2 = 3,8624$$

$$s_y^2 = 0,8915$$

$$s_{xy}^2 = 1,5650$$

b) $x = \ln \% C$, $y = \ln \% \text{ Glühverlust}$

$$Y = 1,2713 + 0,3128 x + 0,1810 x^2$$

Streuungs- ursache	FG	SQ	s^2	t
Gesamt	50	8,1596		
lin. Regr.	1	0,2414	0,2414	5,34***
quadr. Regr.	1	7,5118	7,5118	29,79***
Um d. Regr.	48	0,4064	0,008467	

$$\bar{x} = 0,8784$$

$$\bar{y} = 1,7403$$

$$s_{xy}^2 = 0,4950$$

$$s_x^2 = 0,02152$$

$$s_y^2 = 0,1632$$

$$s_{xy}^2 = 0,2152$$

$$e^{\bar{x}} = 2,41$$

$$e^{\bar{y}} = 5,70$$

c) $x = \ln \% C$, $y = \ln \text{ pH-Wert}$

$$Y = 1,9010 + 0,05320 x$$

Streuungs- ursache	FG	SQ	s^2	t
Gesamt	48	0,09448		
lin. Regr.	1	0,03201	0,03201	4,91***
Um d. Regr.	47	0,06247	0,001323	

$$\bar{x} = 0,8212$$

$$\bar{y} = 1,9446$$

$$s_x^2 = 0,2356$$

$$s_y^2 = 0,001968$$

$$s_{xy}^2 = 0,01253$$

$$e^{\bar{x}} = 2,27$$

$$e^{\bar{y}} = 6,99$$

*** = statistisch sehr gut gesichert

Anhangstabelle VII,2: Regressionen zwischen dem C-Gehalt und verschiedenen anderen Bodenkennwerten

d) $x = \ln \% C$, $y = \ln T\text{-Wert}$

$$Y = 1,9246 + 0,3850 x$$

Streuungs- ursache	FG	SQ	S^2	t
Gesamt	21	3,3697		
lin. Regr.	1	1,3545	1,3545	3,67***
Um d. Regr.	20	2,0152	0,1008	

$\bar{x} = 1,0416$	$\bar{y} = 2,3256$		
$S_x^2 = 0,4351$	$S_y^2 = 0,1605$	$S_{xy}^2 = 0,1759$	
$e^{\bar{x}} = 2,83$	$e^{\bar{y}} = 10,23$		

e) $x = \ln \% C$, $y = \ln \text{mg Mg}/100\text{g Boden}$

$$Y = 1,9881 + 0,5675 x$$

Streuungs- ursache	FG	SQ	S^2	t
Gesamt	21	3,7098		
lin. Regr.	1	2,9430	2,9430	8,59***
Um d. Regr.	20	0,03984		

$\bar{x} = 1,0416$	$\bar{y} = 2,5793$		
$S_x^2 = 0,4351$	$S_y^2 = 0,1781$	$S_{xy}^2 = 0,04435$	
$e^{\bar{x}} = 2,83$	$e^{\bar{y}} = 13,19$		

f) $x = \ln \% C$, $y = \ln \% \text{CaCO}_3$

$$Y = -3,1080 + 1,9340 x$$

Streuungs- ursache	FG	SQ	S^2	t
Gesamt	21	50,60		
lin. Regr.	1	34,18	34,18	6,45***
Um d. Regr.	20	16,42	0,8210	

$\bar{x} = 1,0416$	$\bar{y} = -1,0935$		
$S_x^2 = 0,4351$	$S_y^2 = 2,4093$	$S_{xy}^2 = 0,04347$	
$e^{\bar{x}} = 2,83$	$e^{\bar{y}} = 0,335$		

Anhangstabelle VIII,1: Boniturergebnisse. Standort Nr. 41/1969

Versuchs- glied	Deckungsgrad	Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U								
		ALOM	CHEA	LAMA	MATC	POLS	STEM	VERS ²⁾	Div.	
Kontrolle	7,0	38	1	5	0	6 c ³⁾	45	3	2	
Pyrazon	5,3	49	4	6	0	5 c	30	4	2	
P/P/N	2,3	38	2,5	20	0	1 c	20	16	2,5	
P/M	3,8	35	5	15	4	6 c	20	5	10	

1) DG_U = Deckungsgrad des Unkrautes

2) Erklärungen der Abkürzungen s. Anhangstabelle IX

3) Überwiegend E. convolvulus

Anhangstabelle VIII,2: Boniturergebnisse. Standort Nr. 36/1969

Versuchs- glied	Deckungsgrad	Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U							
		ALOM	CHEA	MATC	POLS	RAPR	SONO	STEM	Div.
Kontrolle	7,5	1	5	20	5 c	6	1	58	4
Pyrazon	5,7	2	6	0,5	5 c	2	0,5	78	6
P/P/N	2,6	0	7,5	1	1,5c	11	0	75	4
P/M	1,7	0	0	40	13	10	0	12	25

Anhangstabelle VIII,3: Boniturergebnisse. Standort Nr. 38/1969

Versuchs- glied	Deckungsgrad	Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U										
		Wertzahl für den DG _U	ALOM	CHEA	MATC	POLS	RAPR	STEM	THLA	VERS	Div.	
Kontrolle	7,0		1	4	58	6	c	12	5	12	0	2
Pyrazon	4,7		0	4	15	18	c	32	0	31	0	0
P/P/N	2,1		0	0	4	7,5	c	48	0	33	7,5	0
P/M	1,8		0	0	85	1		10	0	1,5	2,5	0

Anhangstabelle VIII,4: Boniturergebnisse. Standort Nr. 42/1969

Versuchs- glied	Deckungsgrad	Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U									
		Wertzahl für den DG _U	ALOM	CHEA	MATC	POLC	RAPR	STEM	VERS	Div.	
Kontrolle	8,1		70	0,5	3	12	9	3	1,5		1
Pyrazon	8,3		62	3	4	16	8	5	1,5		0,5
P/P/N	5,2		58	4	1	19	4	9	5		0
P/M	6,0		72	3	0,5	16	3	1,5	4		0

Anhangstabelle VIII,5: Boniturergebnisse. Standort Nr. 37/1969

Versuchs- glied	Deckungsgrad	Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U						
		Wertzahl für den DG _U	ALOM	POLC	RAPR	STEM	VERS	Div.
Kontrolle	7,5		41	9	3	39	7	1
Pyrazon	6,6		44	9	4	35	7	1
P/P/N	3,8		39	10	13	17	21	0
P/M	3,5		48	15	8	10	19	0

Anhangstabelle VIII,6: Boniturergebnisse. Standort Nr. 14/1970

Versuchs- glied	Deckungsgrad		Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U										
	DG _R ^{*)}	DG _U	CAPB	CHEA	FUMG	LAMA	MATC	SENV	STEM	THLA	URTU	VIGT	Div.
Kontrolle	16	26,7	5	36	0,5	15	7	2	27	4	1	0	2,5
Pyrazon	15	4,7	0	26	2	2	0	0	68	0	2	0	0
P/P/N I	15	7,5	0	40	1,5	10	0	3	42	2,5	0	0	1
" II	13	2,0	0	15	3	0	0,5	3	76	1,5	0	0	1
" III	13	3,8	0	35	7	2,5	0	1	54	0,5	0	0	0
P/M I	14	2,5	0	14	0	22	0	16	45	0	3	0	0
" II	13	0,5	2,5	0	0	32	0	2,5	58	0	0	5	0
" III	10	0,4	0	5	0	10	0	60	20	5	0	0	0

*) DG_R = Deckungsgrad der Rüben

Anhangstabelle VIII,7: Boniturergebnisse. Standort Nr. 8/1970

Versuchsglied	Deckungsgrad		Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U										
	DG _R	DG _U	CAPB	FUMO	LAMA	MATC	PAPR	POLS	RAPR	STEM	THLA	VERS	Div.
Kontrolle	12	32,7	1	0,5	5	45	0	2,5	2	15	1	26	2
Pyrazon	11	8	1	2,5	4	0	1	5	1,5	25	6	53	1
P/P/N I	10	5	3	4	7,5	7,5	2,5	0	1,5	12	0	60	2
" II	10	2,5	3	4	12	3	0	0	0	1	1	75	1
" III	10	3	0	4	12	2,5	0	0	6	6	3	64	2,5
P/M I	9	4	4	1	9	6	0	0	4	5	0	70	1
" II	8	2	2,5	2	6	3,5	0	0	1	0	0	85	0
" III	7	1,2	0	0	10	0	0	0	0	0	0	90	0

Anhangstabelle VIII,8: Boniturergebnisse. Standort Nr. 10/1970

Versuchsglied	Deckungsgrad		Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U								
	DG _R	DG _U	CHEA	LAMA	MATC	PAPR	POLS	STEM	THLA	VERS	Div.
Kontrolle	10	15,5	8	1	10	0	2	2	63	7	7
Pyrazon	9	6,8	1	1	4	0	4	2	80	7	1
P/P/N I	9	5,1	4	2	2	0	0	2	85	5	0
" II	9	4,7	3	4	1	1	0,5	2,5	84	4	0
" III	9	2,2	1	1	1	0	0	1	95	1	0
P/M I	9	3,7	2	3	1	0	0	1	85	7	1
" II	8	2,1	0	7,5	2	0	0,5	2	60	28	0
" III	7	1,8	0	5	6	0	1,5	1	72	14	0,5

Anhangstabelle VIII,9: Boniturergebnisse. Standort Nr. 17/1970

Versuchs- glied	Deckungsgrad		Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U										
	DG _R	DG _U	ANGA	CHAA	CHEA	LAMA	MATC	PAPR	POLS	STEM	THLA	VERS	Div.
Kontrolle	12	17,2	0,5	1	1,5	4	1	9	4	63	2	12	2
Pyrazon	11	15,7	0	1	7	2	0	2	3	63	5	12	5
P/P/N I	10	2,7	1	2	1	7	0	8	0	60	0	16	5
" II	10	3,5	1	0	0	5	5	4	5	40	0	38	2
" III	8,5	1,2	0	0	2	7,5	0	1,5	10	18	2,5	58	0,5
P/M I	11	1,7	1	0	3	6	0	25	6	4	0	55	0
" II	9,5	1,5	0	1,5	0	6	0	7,5	6	10	0	68	1
" III	8,5	1,6	0	2,5	0	1	0	4	2,5	4	0	85	1

Anhangstabelle VIII,10: Boniturergebnisse. Standort Nr. 18/1970

Versuchs- glied	Deckungsgrad		Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U										
	DG _R	DG _U	CAPB	CHEA	FUMO	LAMA	MATC	MERA	POLS	STEM	THLA	VERS	Div.
Kontrolle	9	18,7	11	6	0	9	2,5	0,5	9	50	0	9	3
Pyrazon	9	6,5	4	2	0	2	0	0	15	60	0	12	5
P/P/N I	9	7	0	6	0	16	0	1	15	38	0	21	3
" II	7,5	1,7	0	4	1	0	0	0	17	60	0	18	0
" III	7,5	1,1	0	0	0	4	0	2	14	50	1	26	3
P/M I	8	2,6	5	0	4	9	0	0	21	20	5	30	6
" II	6	1,2	0	0	0	6,5	0	0	55	2,5	0	35	1
" III	5	0,3	0	0	0	7,5	0	0	17	42	0	32	1,5

Anhangstabelle VIII,11: Boniturergebnisse. Standort Nr. 15/1970

Versuchs- glied	Deckungsgrad		Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U										
	DG _R	DG _U	ALOM	CHEA	CIRA	FUMO	GALA	MATC	POLS	STEM	THLA	VERS	Div.
Kontrolle	9	30,5	8	4	2,5	1	1	10	14	35	2,5	20	2
Pyrazon	8,5	25,2	6	1	1	3	1	0	21	35	5	25	2
P/P/N I	9	7,5	7	2	1	1	2,5	0	14	22	1	45	4,5
" II	9	6,2	7	2,5	1,5	0	0	0	10	25	4	45	5
" III	8	5	6	4	0	1,5	7,5	0	16	12	1	52	0
P/M I	8	6,7	5	2	5	5	4	0	19	10	0	45	5
" II	8	5,2	5	0	18	5	1	0	22	5	0	42	2
" III	8	5,2	0	0	10	8	1	0	18	0,5	0	62	0,5

Anhangstabelle VIII,12: Boniturergebnisse. Standort Nr. 9/1970

Versuchs- glied	Deckungsgrad		Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U										
	DG _R	DG _U	ALOM	CHEA	CIRA	FUMO	MATC	MELA	POLS	RAPR	STEM	VERS	Div.
Kontrolle	10	32,5	5	10	1	0	1	1	33	31	16	0,5	1,5
Pyrazon	9	23,7	10	10	0	1	0	4	36	17	17	0	5
P/P/N I	10	17,5	2	16	5	0	0	11	24	30	11	0	1
" II	10	10	3	12	0	0	0	15	45	16	7	1	1
" III	9	10	0	11	2	0	0	20	28	28	10	0	1
P/M I	9,5	7	0	15	3	1	0	6	60	6	4	2	3
" II	9	4,2	2	9	0	1,5	0	4,5	72	5,5	2	2,5	1
" III	8,5	3,5	1,5	0,5	0	0	0	10	75	5	6	1	1

Anhangstabelle VIII,13: Boniturergebnisse. Standort Nr. 28/1971

Versuchsglied	Deckungsgrad		Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U										
	DG _R	DG _U	CHEA	CIRA	FUMO	LAMA	MATC	POAA	POLS	STEM	THLA	VERS	Div.
Kontrolle	12	52	7,5	2	0,5	0	6,5	1,5	4	55	20	0	3
Pyrazon	12	29,5	9	0	1,5	0	0,5	1	1	65	20	0	2
P/P/N I	12	28,3	15	0	0,5	0	0	0	2	48	30	0	4,5
" II	12	30,2	7,5	2,5	1	2,5	0	0	2,5	78	4	0	2
" III	12	23	9	25	0	0	1	0	2	40	17	0	6
P/M I	12	19,5	15	19	0	0	2	0	3	50	7	0	4
" II	12	15	20	15	1	0	1	1	2	42	9	5	4
" III	11	4,7	22	9	4	7	9	4	1	32	10	0	2
Len. I	12	23	12	16	1	0	2	0	5	48	13	0	3
" II	12	22	7,5	36,5	0	0	1	0	3	45	4,5	0	2,5
" III	12	22	15	28	1	0	1,5	0	2,5	25	24	0	3

Anhangstabelle VIII,14: Boniturergebnisse. Standort Nr. 30/1971

Versuchsglied	Deckungsgrad		Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U										
	DG _R	DG _U	CHEA	FUMO	LAMA	MATC	POLS	RAPR	STEM	THLA	VERS	VIOT	Div.
Kontrolle	6	46,3	15,1	1	2,5	0,5	1,5 a ¹⁾	42	5	25	3,5	1	2,5
Pyrazon	6	30	20	0	1,5	0	1,5 a	35	5	32	4	1	0
P/P/N I	6	38,7	12	1	1	0	2	50	4	27	2	1	0
" II	6	23,8	12	0	3	0	3,5	45	4,5	30	1,5	0	0,5
" III	6	31,7	10	0	1	0	2	44	2	40	1	0	0
P/M I	6	24,3	5	0	4	0	2	42	1	42	4	0	0
" II	6	22,7	8	0	5	0	2,5 a	30	0	52	2,5	0	0
" III	6	18	7,5	1	19	0	2,5	22	0	42	5	0	1
Len. I	6	38,7	18	0	2	0	2	43	5	25	4	1	0
" II	6	30	16	0	1,5	0	2	35	2	38	4	0,5	1
" III	6	26,3	24	1	3	0	5	32	1,5	30	3,5	0	0

1) überwiegend *P. aviculare*

Anhangstabelle VIII,15: Boniturergebnisse. Standort Nr. 33/1971

Versuchsglied	Deckungsgrad		Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U									
	DG _R	DG _U	CHEA	LAMA	MATC	POLS	RAPR	STEM	THLA	VERS	VIOT	Div.
Kontrolle	11	24	9	17	52	1	2,5	9	5	3	0,5	1
Pyrazon	11	13,6	10	25	44	0	1	11	6	2	1	0
P/P/N I	11	17,8	30	16	18	2	1	11	17	3	1	1
" II	10	12,5	25	27	7,5	2	1	11	20	5	1,5	0
" III	11	10	12	41	9	1,5	0	12	20	1,5	1	2
P/M I	10	10,3	12	40	11	2	2,5	24	5	1,5	1	1
" II	10,5	9,7	19	41	7	1	5	14	11	2	0	0
" III	10	8,5	29	45	7	0	0	10	5	4	0	0
Len. I	11	17,8	21	23	30	1	10	4	5	6	0	0
" II	10,5	13,2	15	25	35	1	7	5	6	5,5	0	0,5
" III	10	12,5	16	24	32	2	2	8	7	8	0	1

Anhangstabelle VIII,16: Boniturergebnisse. Standort Nr. 34/1971

Versuchsglied	Deckungsgrad		Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U									
	DG _R	DG _U	CHEA	LAMA	POLA	POLC	POLL	SENV	STEM	THLA	URTU	Div.
Kontrolle	15	32	6	0,5	2	7	8	0,5	65	10	0	1
Pyrazon	15	23,7	8	0	0	6	4	0	68	14	0	0
P/P/N I	15	20,8	14	0	3	5	5	0	62	11	0	0
" II	15	16,2	12	0	0	7	0	1	60	20	0	0
" III	15	12,3	8	2	2	7	1	0	60	20	0	0
P/M I	15	13,2	10	0	1	10	0	4	60	15	0	0
" II	15	11	12	0	1	7	0	0	70	10	0	0
" III	15	7	14	2	0	9	0	0	60	15	0	0
Len. I	15	21,5	9	0	1,5	7	7	0,5	65	9	1	0
" II	15	13,5	9	0	1,5	11	1,5	0	63	11	3	0
" III	15	18,3	10	1	3,5	7	3,5	0,5	65	7,5	2	0

Anhangstabelle VIII,17: Boniturergebnisse. Standort Nr. 45/1971

Versuchs- glied	Deckungsgrad		Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U									
	DG _R	DG _U	CAPB	CHEA	GALS	LAMA	MERA	POLS	STEM	THLA	URTU	Div.
Kontrolle	16	47,5	2	13	1	2	0	3	17	1	60	1
Pyrazon	16	16,6	0	10	1	0	0	1	12	0	75	1
P/P/N I	15	6,3	1	63	1	10	0	1	12	0	11	1
" II	14	5,7	0	90	3	2	2	1	1	0	1	0
" III	9	3,3	0	95	0	2	1	2	0	0	0	0
P/M I	14	9	0	70	5	18	2	2	0	1	1	1
" II	11	6	0	80	9	2	3	5	0	0	0	1
" III	8	2,7	0	86	7	4	1	1	0	0	0	1
Len. I	16	24	0	11	5	3	2	0	3	0	75	1
" II	16	27,3	0	6	3	1	0	5	2	0	83	0
" III	16	25,2	0	30	2	2	1	5	1	0	59	0

Anhangstabelle VIII,18: Boniturergebnisse. Standort Nr. 25/1971

Versuchs- glied	Deckungsgrad		Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U								
	DG _R	DG _U	CHEA	CIRA	FUMO	POLS	STEM	THLA	VERS	VIOT	Div.
Kontrolle	11,5	21,5	16	17	0	26	16	14	7	2	2
Pyrazon	11	14	4	9	0	20	52	5	7	1	2
P/P/N I	12	15,7	9	17	0	16	44	8	3	3	0
" II	10,5	11,5	27	20	0	20	10	11	10	1	1
" III	11	16	12	35	0	15	22	5	8	2	1
P/M I	11	15,5	26	25	0	16	21	4	5	1	2
" II	12	12,5	32	21	1	16	15	5	6	4	0
" III	11	10,5	26	19	1	20	11	10	9	4	0
Len. I	12	14,8	17,5	7,5	1	41	20	4,5	6,5	2	0
" II	11	16,2	11	22	0	35	19	5	7	1	0
" III	11	13,8	11	21	0	35	17	4	8,5	2,5	1

Anhangstabelle VIII,19: Boniturergebnisse. Standort Nr. 45/1972

Versuchsglied	Deckungsgrad		Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U										
	DG _R	DG _U	CAPR	CHEA	LAMA	MATC	MERA	POAA	SENV	STEM	THLA	URTU	Div.
Kontrolle	12	13,7	1	2	1	0	1	2	2	26	0	64	1
P/P/N I	12	0,2	0	0	75	0	1	0	24	0	0	0	0
" II	9,5	0											
" III	9	0											
P/M I	12	0,5	3	0	60	2	2	0	30	0	3	0	0
" II	10	0,3	0	0	52	0	1	0	42	0	5	0	0
" III	9	0,2	0	0	55	0	17	0	28	0	0	0	0
Len. I	12	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0
" II	11	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0
" III	10	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0
C/C I	11	0,3	0	0	80	0	0	0	20	0	0	0	0
" II	9,5	0,1	0	0	50	0	0	0	50	0	0	0	0
" III	7	0,1	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0

Anhangstabelle VIII,20: Boniturergebnisse. Standort Nr. 46/1972

Versuchsglied	Deckungsgrad		Prozentualer Anteil einzelner Arten am DG _U												
	DG _R	DG _U	CHEA	FUMO	GALA	LAMA	MATC	POLS	SONO	STEM	THLA	URTU	VIOT	Div.	
Kontrolle	6	25,5	4	1	0	1	3	10	c	0	45	11	20	2	3
P/P/N I	5,5	3,8	5	7,5	4	8	2,5	16	c	0	22	15	0	20	0
" II	5	2,3	2	0	5	25	0	6	c	0	13	11	0	38	0
" III	5	2	0	5	2,5	30	0	10	c	0	2,5	0	0	45	5
P/M I	5	3,1	0	3	1	30	4	4	c	3	1	6	0	44	4
" II	5	3,4	0	0	2	20	3	3	c	4	15	3	0	42	8
" III	5	2,8	0	1,5	1,5	18	5	6	c	4	0	0	0	62	2
Len. I	6	8,8	0	1	1	4	0	5	c	0	2	1	25	60	1
" II	5,5	6,0	0	0	0	3	0	12	c	0	0	0	45	40	0
" III	5	2,5	0	0	0	0	0	8	c	0	1	0	41	50	0
C/C I	5	3,3	2,5	2,5	3	25	0	4	c	0	48	1	5	8	1
" II	5	2,5	0	2,5	0	48	0	12	c	6	11	1,5	0	18	1
" III	4	0,8	0	7	10	30	0	3	c	0	20	0	0	30	0

Anhangstabelle IX: Kurzbezeichnung und botanischer Name der
in den Freilandversuchen festgestellten
Unkräuter

Kurzbezeichnung	Botanischer Name
ALOM	<u>Alopecurus myosuroides</u> HUDS.
ANGA	<u>Anagallis arvensis</u> L.
CAPB	<u>Capsella bursa-pastoris</u> (L.) MED.
CHAA	<u>Chamaenerion angustifolium</u> (L.) SCOP.
CHEA	<u>Chenopodium album</u> L.
CIRA	<u>Cirsium arvense</u> (L.) SCOP.
FUMO	<u>Fumaria officinalis</u> L.
GALA	<u>Galium aparine</u> L.
GALS	<u>Galinsoga</u> spp.
LAMA	<u>Lamium amplexicaule</u> L.
MATC	<u>Matricaria chamomilla</u> L.
MELA	<u>Melandrium album</u> (MILL.) GARCKE
MERA	<u>Mercurialis annua</u> L.
PAPR	<u>Papaver rhoeas</u> L.
POAA	<u>Poa annua</u> L.
POLA	<u>Polygonum aviculare</u> L.
POLC	<u>Polygonum convolvulus</u> L.
POLL	<u>Polygonum lapathifolium</u> L.
POLS	<u>Polygonum</u> spp.
RAPR	<u>Raphanus raphanistrum</u> L.
SENV	<u>Senecio vulgaris</u> L.
SONO	<u>Sonchus oleraceus</u> L.
STEM	<u>Stellaria media</u> (L.) VILL.
THLA	<u>Thlaspi arvense</u> L.
URTU	<u>Urtica urens</u> L.
VERS	<u>Veronica</u> spp.
VIOT	<u>Viola tricolor</u> L.

Anhangstabelle X: Adsorption von Prophan

Gegenüberstellung von Labor- und Gefäßversuchen

Boden A

Bodengewicht (TS) je Vegetationsgefäß: 2064 g, Bodenvolumen: 1918 ml

Dosierungs- stufe	Aufwandmenge mg je Gefäß	Ausgangs- konzentration bezogen auf 267 ml H ₂ O ⁺)	Gleichgewichts- konzentration (bei 50 % Adsorption)	Adsorbierte Wirkstoff- menge ++)	Gesamt- adsorption mg je Gefäß
I	1,0	3,75 ppm	1,88 ppm	15,0	31,0
II	1,5	5,62 "	2,81 "	22,5	46,4
III	2,0	7,50 "	3,75 "	30,0	61,9
IV	2,5	9,35 "	4,68 "	37,4	77,2

+) pflanzenverfügbares Wasser

++) Die Werte sind für die einzelnen Gleichgewichtskonzentrationen durch Interpolation aus der Anhangsabb. III ermittelt worden.