

Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege

Laufen/Salzach

ANL

BODENÖKOLOGIE



Laufener Seminarbeiträge 7/86



BODENÖKOLOGIE

Laufener Ökologie-Symposium

6. – 7. Mai 1986
Laufen an der Salzach

Seminarleitung:
Dr. Reinhold Schumacher
ANL Laufen

Laufener Seminarbeiträge 7/86
Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
ISSN 0175-0852
ISBN 3-924374-37-6

Schriftleitung: Dr. Notker Mallach
Für die Einzelbeiträge zeichnen die jeweiligen Referenten verantwortlich.

Die Herstellung von Vervielfältigungen – auch auszugsweise – aus den Veröffentlichungen der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie deren Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen der schriftlichen Genehmigung.

Inhalt

Seminarergebnis	R. Schumacher	5
Grundlagen der Bodenökologie in Bayern	O. Wittmann	7
Die Bodenfauna landwirtschaftlich genutzter Flächen	J. Bauchhenß	18
Stickstoffumsetzungen und mikrobielle Aktivitäten in der Rhizosphäre	G. Trolldenier	29
Der derzeitige Stand der Abfallaufbereitung durch Kompostwürmer	O. Graff	37
Untersuchungen zur Erfassung der Lumbricidenfauna mittels einer neu entwickelten Elektro-Methode (Oktett-Methode) in verschiedenen Waldökosystemen	U. Thielemann	42
Einfluß von Kulturmaßnahmen auf das Bodenleben	G. Trolldenier	51
Veränderungen der Bodenfauna von Almflächen unter dem Einfluß der Beweidung	W. Topp	57
Die Auswirkungen eines Pflanzenschutzsystems auf bodenmikrobiologische Eigenschaften im Ackerbau	E. Schuster	64
Zur Wirkung von Herbiziden auf die Aktivität und Leistung von freilebenden N ₂ -Fixierern und Blaualgen in Böden	R. Aldag	73
Bibliographie: Bodenbiologie – Gegenseitige Beeinflussung von Bodenorganismen und Substrat	H. Vogel	83

Programm des Seminars

Referenten

Referate und Diskussionen

Dienstag, 6. Mai 1986

Dr. Otto Wittmann,
Bayer. Geologisches Landesamt,
München

Grundlagen der Bodenökologie in Bayern

Dr. Johannes Bauchhenß,
Bayer. Landesanstalt für
Bodenkultur und Pflanzenbau,
München

Die Bodenfauna landwirtschaftlich
genutzter Flächen

Dr. Günter Trolldenier
Landwirtschaftl. Forschungs-
anstalt Bünthof,
Hannover

Mikrobielle Stickstoffumsetzungen
in der Rhizosphäre

Prof. Dr. Otto Graff,
Braunschweig

Der derzeitige Stand der Abfallaufbe-
reitung durch Kompostwürmer

Uli Thielemann, Dipl.-Biol.,
Gesellschaft für Angewandte
Ökologie, Nußloch

Untersuchungen zur Erfassung der
Lumbricidenfauna mittels einer neu
entwickelten Elektro-Methode
(Oktett-Methode) in verschiedenen
Waldökosystemen

Mittwoch, 7. Mai 1986

Dr. Günter Trolldenier
Landwirtschaftl. Forschungs-
anstalt Bünthof,
Hannover

Einfluß von Kulturmaßnahmen
auf das Bodenleben

Prof. Dr. Werner Topp,
Zoologisches Institut der
Universität Köln

Veränderungen der Bodenfauna von
Almflächen unter dem Einfluß der
Beweidung

Evi Schuster, Dipl.-Geoökol.,
Abteilung Bodenkunde,
Universität Trier

Die Auswirkungen von Pflanzenschutz-
mittelspritzfolgen auf bodenbiologische
Parameter im Acker- und Weinbau

Prof. Dr. Rudolf Aldag,
Abteilung Agrarökologie,
Universität Bayreuth

Zur Wirkung von Herbiziden auf die
Aktivität und Leistung von frei-
lebenden N_2 -Fixierern und Blaualgen
in Böden

Seminarergebnis

Die Bodenlebewelt, ihre Bedeutung im Naturhaushalt und ihre Gefährdung durch die wirtschaftende Tätigkeit des Menschen standen im Mittelpunkt des dritten Ökologiesymposiums, zu dem die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege namhafte Wissenschaftler nach Laufen eingeladen hatte.

Dr. Otto WITTMANN vom Bayerischen Geologischen Landesamt München gab zu Beginn des Symposiums einen Überblick über die für das Bodenleben relevanten bodenökologischen Faktoren (Bodenwärme, Wasserhaushalt, Durchlüftung, Gründigkeit, Nährstoffversorgung, Bodenreaktion, organische und anorganische Schadstoffe) unter besonderer Berücksichtigung der geologischen, geomorphologischen und klimatischen Verhältnisse Bayerns.

Anschließend daran stellte Dr. Johannes BAUCH-HENSS von der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau einige Forschungsergebnisse vor, die bei bodenzoologischen Untersuchungen auf landwirtschaftlichen Flächen gewonnen wurden. Er führte unter anderem aus, daß

- durch zu tiefes Pflügen u. a. die großen Regenwurmformen verletzt oder abgetötet werden, was zur Selektion einzelner Arten führen kann
- mit Minimalbodenbearbeitung (Direktsaatverfahren) behandelte Flächen im Vergleich zu konventionell bearbeiteten signifikant höhere Regenwurmdichten und -biomasse aufweisen
- eine möglichst flache, nicht wendende Bodenbearbeitung mit Ablage des organischen Materials an der Bodenoberfläche sich positiv auf die Bodenfauna auswirkt; freiliegender Boden bietet für Bodentiere sehr ungünstige Lebensbedingungen
- längere Bodenruhe unter Luzerne und Klee die Bodenfauna fördert
- die Bodenfauna merklich gefördert werden kann durch Stehenlassen von »Unkräutern«, Zwischenfruchtanbau und Untersaaten
- hohe Einzelgaben an Düngemitteln negativ auf das Bodenleben wirken (z. B. werden Regenwürmer durch die Reizwirkung der Gülle aus dem Boden getrieben und gehen dann an der Bodenoberfläche ein)
- noch lange Zeit nach Applikation von Insektiziden eine Verringerung der Individuendichte von Collembolen festzustellen ist
- langjährige intensive Wirtschaftsweise die Bodentierpopulationen dezimiert, langjährige extensive Bewirtschaftung demgegenüber die Bodentierpopulation fördert.

Dr. Günter TROLLDENIER von der Landwirtschaftlichen Forschungsanstalt Büntehof bei Hannover hielt beim Symposium zwei Vorträge. In seinem ersten Referat ging er auf die biologischen Stickstoffumsetzungen ein, die unmittelbar in der Wurzelzone (Rhizosphäre) ablaufen und die für die Pflanzen von Bedeutung sind.

Es war dabei u. a. zu erfahren, daß

- die Stickstoffanlieferung zur Wurzel durch drei Mechanismen möglich ist (Interzeption, Massenfluß und Diffusion)
- Nitraternahrung eine Erhöhung des pH-Wertes, Ammoniumernahrung eine Versauerung in der Rhizosphäre bewirkt

- die Stickstoffmineralisation durch den Zusatz frischer organischer Stoffe gefördert wird
- gasförmige Stickstoffverluste (durch Denitrifikation) die Bodenfruchtbarkeit mindern können
- bei intensivem Ackerbau die mikrobielle Stickstoffbindung nur zum Teil den mit der Ernte erfolgenden Stickstoffaustrag substituieren kann.

Ausgehend von einer Darstellung der Wandlungen im Ackerbau in den letzten Jahrzehnten beleuchtete Dr. TROLLDENIER in seinem zweiten Vortrag einige relevante Einflüsse landwirtschaftlicher Kulturmaßnahmen auf das Bodenleben.

Den Ausführungen des Referenten war zu entnehmen, daß

- Kalkung saurer Böden eine tiefgreifende Umschichtung der Bodenlebewelt bewirkt, die von zunehmender Aktivität begleitet wird (z. B. Abbau von Rohhumus und Überführung in stabilere wertvolle Huminstoffe)
- eine Kombination von Stallmist- und Mineraldüngung zu besonders guter Humusmehrung führt
- mechanische Bodenbearbeitung - soweit eine Lockerung erzielt wird - die mikrobielle Aktivität fördert, jedoch die größeren Bodentiere schädigt
- es durch den Einsatz leistungsstarker, schwerer Fahrzeuge mit hoher »Schlagkraft« häufig zu Schleppersohlenverdichtungen kommt. Dabei treten Strukturschäden auf (Verdichtung der Grobporen, Hemmung der Durchlüftung, wodurch die Mikroflora und Bodenfauna beeinträchtigt wird
- sich beispielsweise bei Weizenmonokulturen (enge Fruchtfolgen) die bodenmikrobiologischen Eigenschaften verschlechtern, die Erträge im Laufe der Zeit absinken, Fußkrankheiten - hauptsächlich Schwarzbeinigkeit - zunehmen
- höchstmöglicher Humusgehalt durch mehrjährigen Anbau von Feldfutterpflanzen (Klee, Luzerne) erreicht wird
- durch Minimalbodenbearbeitung (Direkt- oder Frässaat) ein hoher Regenwurmbesatz festzustellen ist (Regenwurmröhren reichen bis an die Bodenoberfläche, dadurch bessere Wasserinfiltration)
- organische Düngung sich fast immer günstig auswirkt (Anregung des Bodenlebens, Verbesserung der Krümelbildung und -stabilität, Vermehrung der Grobporen, Abnahme der Erosionsgefahr)
- auch mineralische Düngung vorwiegend indirekte günstige Wirkungen auf das Bodenleben hat.

Prof. Dr. Otto GRAFF aus Braunschweig berichtete über den aktuellen Stand der Abfallaufbereitung durch Kompostwürmer. Nach seiner Überzeugung könnte und sollte der Kompostwurm *Eisenia foetida* verstärkt eingesetzt werden in der Abfallwirtschaft, z. B. bei der Stallmistkompostierung, der Kompostierung von organischen Hausabfällen und bei der Klärschlamm aufbereitung. Daß dies bislang nur ungenügend geschehen ist, liegt einerseits an der Dominanz der Techniker und Ingenieure in der Abfallwirtschaft, andererseits daran, daß der Wurm noch von vielen als ekel-erregendes Tier angesehen wird und keine Lobby hat.

Der Dipl.-Biologe Uli THIELEMANN von der Gesellschaft für Angewandte Ökologie aus Nußloch/Heidelberg stellte in seinem Referat ein neues Verfahren zur Erfassung der Lumbricidenfauna vor. Der Vorteil der sog. Oktett-Methode - es handelt

sich um ein elektrisches Verfahren - liegt im Vergleich bspw. zu den herkömmlichen chemischen Regenwurmfangmethoden mit Formalin u. a. darin, daß beim praktischen Einsatz im Gelände das Bodenmaterial incl. der Würmer nicht ausgegraben werden muß, sondern nur das Einstechen weniger, dünner Elektroden in den Boden erforderlich ist. Die sehr niedrigen Spannungen (30 bzw. 60 V) machen die Fangapparatur für den Experimentator weitgehend ungefährlich und sind ausreichend zur Erfassung der Regenwürmer. Eine Effektivitätskontrolle ergab, daß die durchschnittliche Fangquote bei knapp 90% lag.

Prof. Dr. Werner TOPP vom Zoologischen Institut der Universität Köln referierte über seine vergleichenden Untersuchungen zur Makro- und Mesofauna auf intensiv und gering beweideten Almprobenflächen in den Berchtesgadener Alpen. Es wurde festgestellt, daß bspw. auf den nur geringfügig belasteten Flächen etwa 4mal soviel Regenwurmröhren gefunden wurden als auf den intensiv beweideten Flächen. Auch die durchschnittliche Regenwurm-Besatzdichte zeigt deutlich Unterschiede (300 ± 96 Ind./m² auf Flächen mit geringer Trittbelastung, 51 ± 33 Ind./m² auf intensiv beweideten Flächen an der Mittelstation Jenner). Von den untersuchten Käferarten wurden alle durch Trittbelastung erheblich beeinträchtigt, auch bei den Collembolen zeigt sich eine deutliche Abnahme der Besiedlungsdichte mit der Intensität der Beweidung.

Frau Dipl.-Geoökologin Evi SCHUSTER von der Abteilung Bodenkunde der Universität Trier gab in ihrem Vortrag einen Einblick in ihre Untersuchungen über die Auswirkungen einer typischen Spritzfolge im Getreidebau auf die bodenbiologischen Eigenschaften. Besonders erwähnenswert sind folgende Ergebnisse:

- Alle Herbizid- und Fungizidspritzungen haben zu einem Abfall der Dehydrogenaseaktivität und der mikrobiellen Biomasse geführt. Erst nach etwa 40 Tagen nach der letzten Pflanzenbehandlungs-

mittel-Applikation haben die behandelten Flächen wieder das Niveau der Kontrollflächen erreicht.

- Zelluloseabbauende Organismen zeigen ein sehr differenziertes Verhalten als Reaktion auf Pflanzenbehandlungsmittel. Bei den Zelluloseabbauern handelt es sich um eine sehr spezialisierte Flora, die sehr spontan und sensibel auf die Spritzmittel reagiert. Deshalb sollte der Zelluloseabbau unbedingt - so die Referentin - für die Bewertung von Pflanzenbehandlungsmitteln untersucht werden.

Prof. Dr. Rudolf ALDAG, Agrarökologe an der Universität Bayreuth, sprach über die Wirkung von Herbiziden auf freilebende Bakterien und Blaualgen in Böden. Seine Untersuchungen haben ergeben, daß alle getesteten Herbizide sowohl auf das Wachstum als auch auf die Nitrogenaseaktivität der Blaualgen einen negativen Einfluß haben. Der Einfluß der Herbizide auf die Stickstoff-Fixierung der heterotrophen Bakterien ist dagegen als gering zu bewerten. Interessant in diesem Zusammenhang war auch der Hinweis, daß die unbehandelten Blaualgen je nach Boden während eines Zeitraumes von 50 Tagen zwischen 26 und 32 kg Stickstoff pro Hektar fixieren können.

In der Abschlußdiskussion wurde deutlich, daß über die Umwandlung und den Abbau von Pestiziden im Boden noch relativ wenig bekannt ist. Möglicherweise tickt hier eine Zeitbombe in unseren Böden, die zusammen mit der Kontamination durch Schwermetalle und neuerdings auch durch radioaktive Stoffe uns in Zukunft große Sorgen bereiten wird. Gefordert wurde deshalb, Emissionen jeglicher Art drastisch zu reduzieren. Des weiteren sollte vor allem die zoologische Bodenforschung verstärkt werden und eine bessere Information der Landwirte und Gärtner über die Leistungen der Bodenlebewelt erfolgen.

Dr. R. Schumacher, ANL

Grundlagen der Bodenökologie in Bayern

Otto Wittmann

Der Begriff »Bodenökologie« ist in der bodenkundlichen Standardliteratur nicht enthalten. Vom Boden ausgehende ökologische Betrachtungsweise ist in erster Linie auf das Wachstum der Pflanzen gerichtet. Sie umfaßt dann die Gesamtheit der am Wuchsort der Pflanze auf sie einwirkenden physikalisch-chemischen Außenfaktoren, die man auch als Standortfaktoren und in der Summe ihres Einwirkens als Standort bezeichnet (WALTER 1960). Im einzelnen sind dies Wärme, Wasser, Licht sowie die chemischen und die mechanischen Faktoren. In analogem Sinn kann unter Bodenökologie die Summe der physikalisch-chemischen Einflüsse verstanden werden, die im Boden auf das Edaphon einwirken, was wohl auch im Sinne des Themas dieses Symposiums ist. Da der Lebensbereich des Edaphons weitgehend identisch ist mit dem Wurzelraum der höheren Pflanzen, darf für die weiteren Betrachtungen vorausgesetzt werden, daß für das Edaphon die gleichen Standorteinflüsse von Bedeutung sind, wie die, die auf die Pflanzenwurzeln einwirken.

Es bietet sich an, die Vielfalt der bodenökologischen Bedingungen Bayerns zunächst aus dem großen Rahmen der Standortkundlichen Landschaftsgliederung (WITTMANN 1983) her zu sehen mit den bestimmenden Komponenten Bodenausgangsmaterial, Klima und Relief.

1. Bodenausgangsmaterial

Die Gesteine, die den Untergrund der Böden bilden, sind Basis in umfassendem Sinn, denn sie

liefern - häufig zusammen mit Löß-, Lößlehm- oder Flugsand - nicht nur das Bodenausgangsmaterial, sondern sie haben über die natürliche Dränung des Untergrundes entscheidenden Einfluß auf den Anteil von Grund- und Stauwasserböden in den Bodenlandschaften. Von Bedeutung sind dabei auch der Verwitterungszustand des oberflächennahen Untergrundes, die örtliche Anhäufung solcher Verwitterungsprodukte und nicht zuletzt die landschaftstypischen Oberflächenformen. Auf den alten, tertiären Landoberflächen nördlich der Donau ist die Verwitterung naturgemäß besonders fortgeschritten.

Nachfolgend wird ein Überblick über die Einteilung der bayerischen Landschaften nach ihrem geologischen Untergrund gegeben (die Zahlenangaben beziehen sich auf die Verbreitung in den Großlandschaften der Abbildung 1).

Grundgebirgs-Landschaften (2,) 8, 10, 11
Sand-(stein-)Landschaften 2, 3, (4,) 5, 12
Ton-Sand-(stein-)Landschaften 5, (6,) 7, 9
Ton-Landschaften 4, 5
Ton-Kalkstein-Landschaften 4

Dolomit- und Kalkstein-Landschaften 6

Löß- und lößlehmreiche Gebiete: Fränkische Platten mit Gäugebieten 4, Ries 5, Donaualb 6, Iller-Lechplatte und Tertiärhügelland 12 mit Gäugebieten.

Die aufgezeigten Gebiete gehören zum periglazialen, also in den Eiszeiten des Pleistozäns nicht vergletscherten Raum. Durch die Einflüsse des

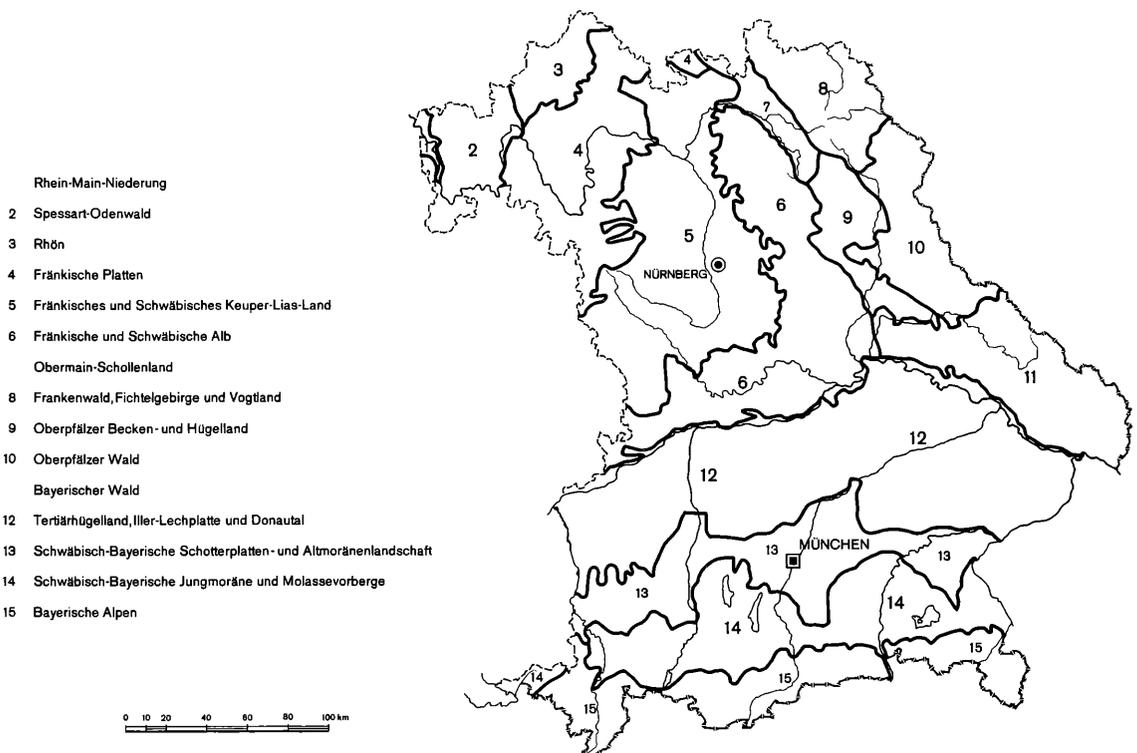


Abbildung 1

Großlandschaften der Standortkundlichen Landschaftsgliederung in Bayern

Periglazials wurde die Entwicklung der heutigen Böden entscheidend vorgeprägt, hauptsächlich durch Aufbereitung der Gesteine zu Deckschichten, die in fast allen Fällen das eigentliche Substrat der Bodenbildung darstellen. Frostverwitterung, Solifluktion und Kryoturbation waren die kennzeichnenden Vorgänge. Hinzu kam die Ablagerung äolischer Sedimente, wie Flugsand und Löß. Die Bodenqualität steht häufig in deutlicher Beziehung zum Anteil von Löß und Lößlehm an den Böden. Er reicht von der Beimengung einer schwachen Komponente in den Schluffdecken der Mittelgebirge über weitverbreitete 3–4 dm mächtige Schlufflehmdecken bis zur weithin geschlossenen, mehrere Meter mächtigen Ablagerung der Gäulagen. An das Tertiärhügelland nach Süden schließen die Gebiete mit den Ablagerungen der Gletscher und der Schmelzwässer an:

Schotterfluren und Altmoränen-Landschaften 13
 die großen Niedermoor-Landschaften (13, 12)
 Jungmoränen-Landschaften 14

Alpennordrand mit den Kalkalpen und der Flysch- und Helvetikumzone der Vorberge und Voralpen 15.

2. Klima

Für die Bodenökologie von ebensogroßer Bedeutung wie das Bodenausgangsmaterial sind die klimatischen Einflüsse, vor allem die Faktoren Niederschlag und Wärme. Wie aus der Abbildung 2 ersichtlich ist, werden die Verhältnisse in Bayern durch große Unterschiede geprägt (erste Zahl der numerischen Nomenklatur Großlandschaften der Abbildung 1).

Interpretation:

- Gäugebiete, also die klassischen Weizen-Zuckerrübenlandschaften sind nur im klimatrecken und warm-milden Bereich zu finden.
- Etwas weniger günstige Bedingungen bieten das Tertiärhügelland und das Fränkische Schichtstufenland.

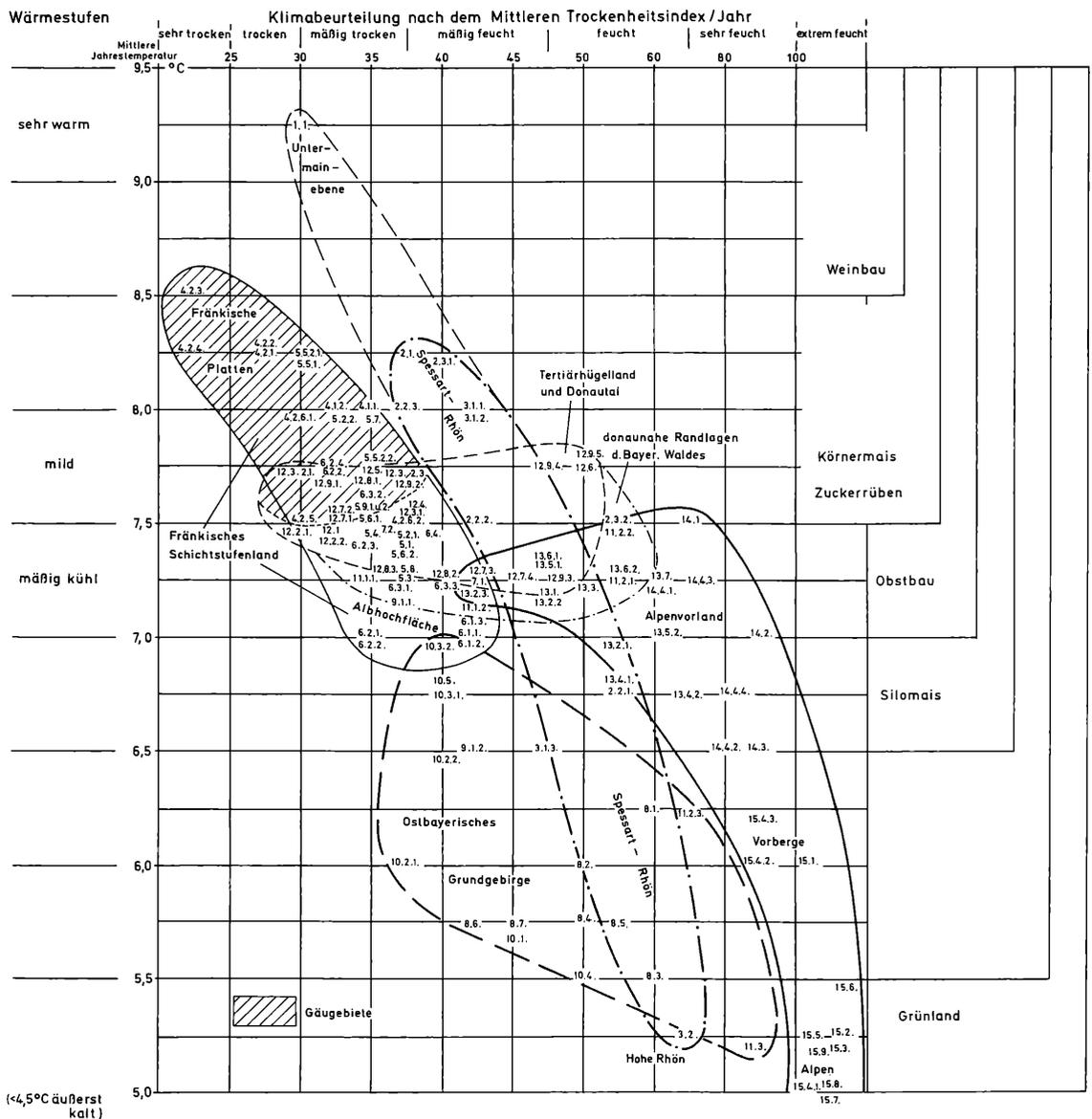


Abbildung 2

Standortkundliche Landschaftsgliederung von Bayern.

Zuordnung der Einheiten nach den klimatischen Wärme- und Feuchtigkeitsverhältnissen auf der Grundlage von Mittelwerten.

Wärmestufen und Nutzungseignung in Anlehnung an ELLENBERG 1974: Ökologische Klimakarte Baden-Württemberg 1:350 000.

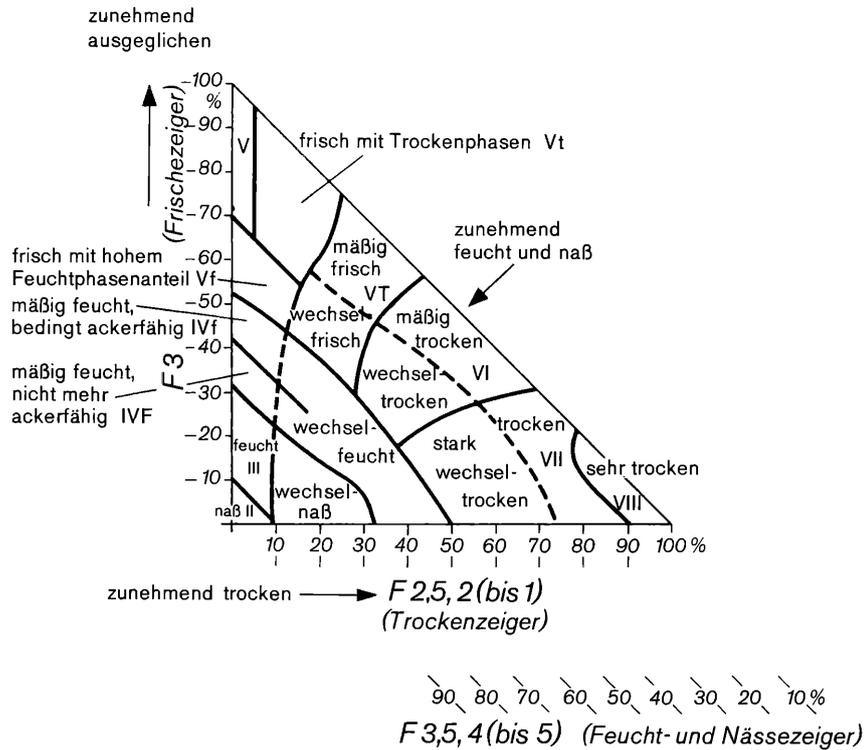


Diagramm zur Ermittlung des Ökologischen Feuchtegrads

Ökologischer Feuchtegrad und Feuchtezustand des Bodens.

Ökologischer Feuchtegrad	Feuchtezustand des Bodens (zeitliche und quantitative Phasenverteilung, stark schematisiert)	Saugspannung		Boden wassererfüllt, ± Luftmangel	
	bei in der Vegetationszeit März-April Mai-Oktober	mbar	pF		
II	Oberboden 0-30 Unterboden 30-60				
III	Oberboden 0-30 Unterboden 30-60				
IV F	mäßig feucht und wechselfeucht, nicht mehr ackerfähig Oberboden 0-30 Unterboden 30-60				
IV f	mäßig feucht und wechselfeucht, bedingt ackerfähig Oberboden 0-30 Unterboden 30-60				
V f	frisch mit hohem Feuchtphasenanteil Oberboden 0-30 Unterboden 30-60				
V t	frisch mit Trockenphasen Oberboden 0-30 Unterboden 30-60				
VT	mäßig frisch und wechselfrisch Oberboden 0-30 Unterboden 30-60				
VI	mäßig trocken und wechselfrisch Oberboden 0-30 Unterboden 30-60				
VII	Oberboden 0-30 Unterboden 30-60				
			< 25	< 1.4	Boden wassererfüllt, ± Luftmangel
			25-500	1.4-2.7	Boden enthält reichlich Wasser, bei > 4% Grobporenanteil kein ausgeprägter Luftmangel, bei < 4% Grobporen Luftmangel.
			500-5000	2.7-3.7	Boden enthält ausreichend pflanzenverfügbares Wasser; kein Luftmangel bei > 1% Grobporenanteil
			> 5000	> 3.7	Boden enthält zu wenig pflanzenverfügbares Wasser; Durchlüftung sehr gut; Trockenrißbildung (Wasserleitbahnen)

Abbildung 3
Ökologischer Feuchtegrad

- Mit zunehmender Höhenlage wird das Klima kühler und feuchter, bei abnehmender Dauer der Vegetationszeit: Spessart-Rhön, Ostbayerisches Grundgebirge.

- Diese Gesetzmäßigkeit ist im südlichen Bayern zunächst durchbrochen, denn bei gleicher Höhenlage ist dort die Vegetationszeit deutlich länger (bis über 20 Tage). Die südlichen Moränengebiete, die Vorberge und die Kalkalpen liegen jedoch wieder voll im Trend.

3. Standortfaktoren (Bodenökologische Faktoren)

3.1 Physikalisch bestimmte Standortfaktoren

Nach diesem regionalisierenden Überblick komme ich zu den einzelnen bodenökologischen Faktoren, zunächst zu den physikalisch bestimmten:

Bodenwärme, Wasserhaushalt, Durchlüftung, Gründigkeit

3.1.1 Bodenwärme

Der jährliche Temperaturgang des Bodens geht mehr oder weniger mit dem Verlauf der Lufttemperatur einher. Im »Bodenkleinklima« können jedoch engräumig deutliche Unterschiede bestehen, die in Exposition, Inklination, Bodenfeuchte, Bodenfarbe und nicht zuletzt in der Art der Bodenbedeckung ihre Ursache haben. Bei Temperaturen

unter 0°C kommt die Lebenstätigkeit des Edaphons und damit auch die biologische Umsetzung organischer Stoffe praktisch zum Erliegen.

3.1.2 Wasserhaushalt

Eine Bewertung des in der Vegetationszeit den Pflanzen zur Verfügung stehenden Wassers liefert der Ökologische Feuchtegrad. Er ist pflanzensoziologisch definiert und bringt den in der Vegetationszeit wirksamen hydroökologischen Summeneffekt zum Ausdruck, wie er im langjährigen Mittel aus nutzbarer Speicherfeuchte, Niederschlag, Verdunstung und gegebenenfalls relief- oder grundwasserbedingtem Wasserzu- und -abfluß für den Wurzelraum resultiert. Die Diagramme in Abbildung 3 zeigen die Zusammenhänge auf. Das Dreieck ist geeicht auf die Pflanzenbestände von mäßig gedüngten, artenreichen Wiesenbeständen. Sie ermöglichen eine sehr feine Festlegung des Ökologischen Feuchtegrades.

Abhängigkeitsbeziehungen bestehen u. a.

- zur nutzbaren Speicherfeuchte und zum effektiven Wurzelraum

Beispiel: Entsprechende Zusammenhänge bei Sand-, Lehm und Tonböden der unterschiedlichen Bodenlandschaften der Hallertau (Abbildung 4).

- zum seitlichen Zufluß von Oberflächenwasser und in Deckschichten

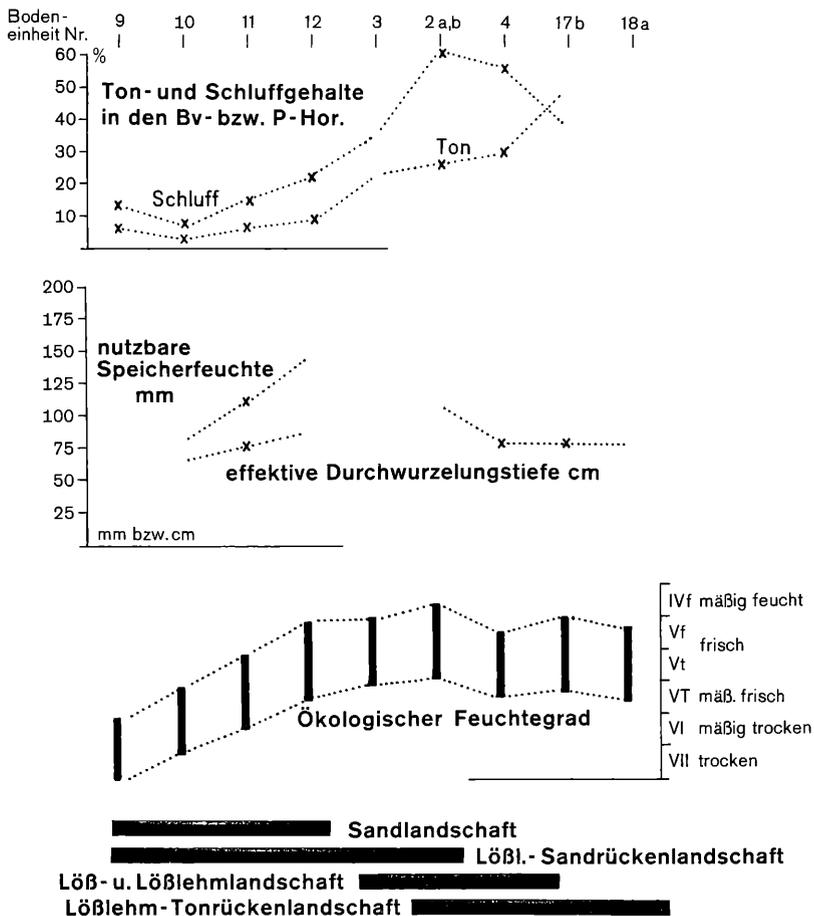


Abbildung 4
Bodenlandschaften der Hallertau - Wasserhaushalt der bestimmenden Böden

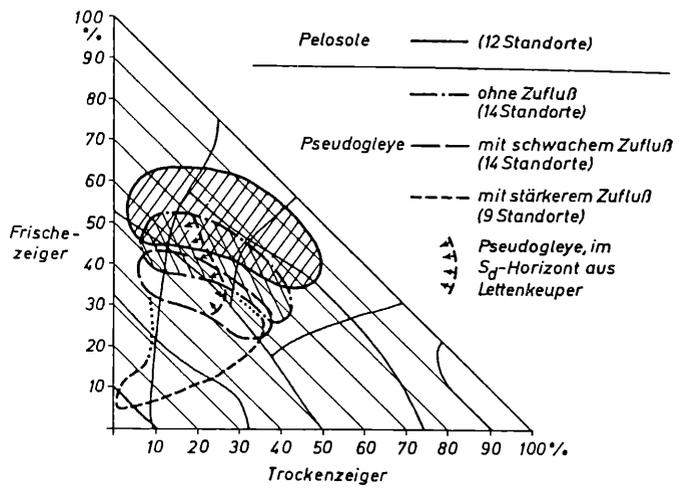


Abbildung 5

Ökologischer Feuchtegrad von Pelosolen und Pseudogleyen aus Tonsteinverwitterung des Gips- und Lettenkeupers im Steigerwaldvorland und im Steigerwald. Reliefpositionen: Ebene, Hangfuß oder Mulde.

Beispiel: Bei Pseudogleyen aus Tonsteinverwitterung des Gips- und Lettenkeupers im relativ trockenen Steigerwaldvorland und im Steigerwald wird der ausgeprägt wechselfeuchte, wechsellasse und feuchte Bereich nur bei stärkerem seitlichem Zufluß erreicht (Abbildung 5).

- zum Relief

Beispiel: Reliefabhängige Verteilung der Ökologischen Feuchtegrade bei nicht hydromorphen Böden des Inn- und Isar-Ammer-Loisachgletschers. Die »trockenen« Feuchtegrade mäßig frisch bis trocken sind in sonnseitiger Exposition mit 11,6% Anteil vertreten, in schattseitiger hingegen nur mit 5,6%. Umgekehrt überwiegen sehr frische und mäßig feuchte Standorte mit 25,8% Anteil in Schattlage gegenüber 17,1% in Sonnlage (vgl. Abbildung 6).

- zum Klima

Das Feuchtegradspektrum der terrestrischen Böden einer Landschaft wird bestimmt von den Böden selbst und von der klimatischen Wasserbilanz, also von Niederschlägen und Verdunstung. Die Spanne der Feuchtegrade ist grundsätzlich in trockeneren Landschaften größer als in feuchten. Sie wird durch flachgründige und/oder sandige Böden unter klimatrockenen Bedingungen stärker erweitert als unter klimafeuchten. Das gilt auch für wechselfrische und insbesondere wechsellassene Verhältnisse (s. Abbildung 7).

- zum Grundwasser

Bisher war nur vom Wasserhaushalt terrestrischer, also grundwasserfreier Böden die Rede. Sehr enge Beziehungen bestehen natürlich zum Grundwasserstand und entsprechend zu den einzelnen Stadien der künstlichen Entwässerung (s. Tabelle 1).

Reliefabhängige Verteilung der Ökologischen Feuchtegrade bei Braunerden, Parabraunerden und Rendzinen aus Jungmoräne des Inn- und Isar-Ammer-Loisachgletschers

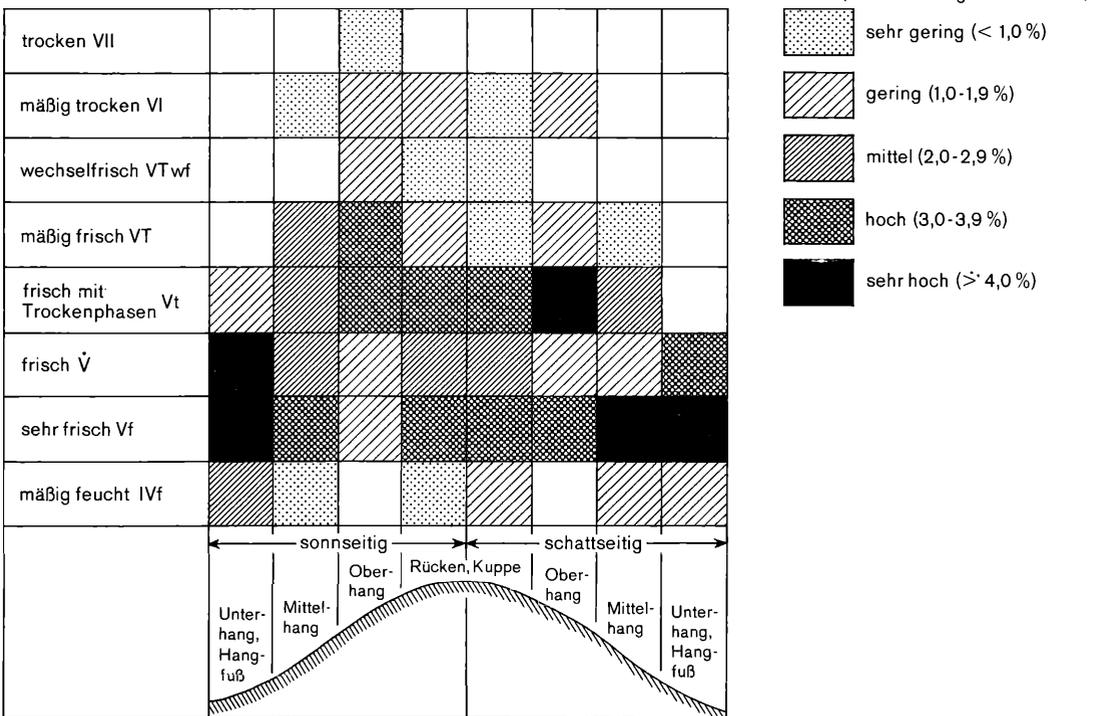


Abbildung 6

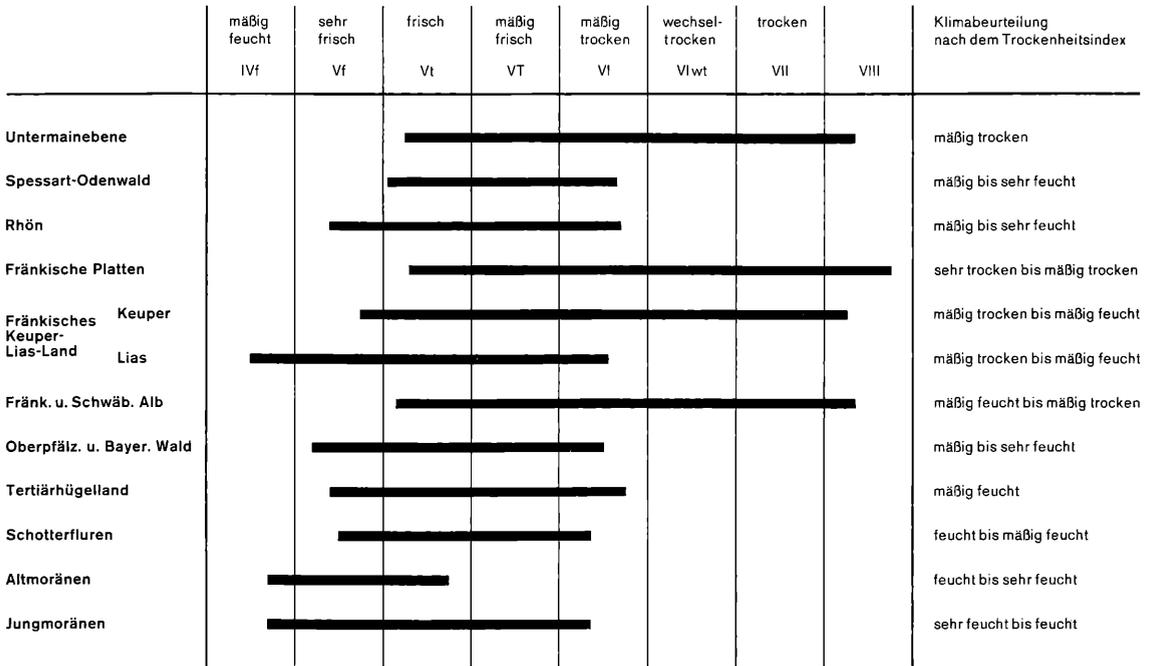


Abbildung 7

3.1.3 Durchlüftung

Zwischen dem Feuchtegrad und der Sauerstoffversorgung der Böden zeigen sich eindeutige Zusammenhänge. So sind frische Standorte zwar anhaltend günstig durchfeuchtet, aber zugleich auch gut durchlüftet. Über mäßig frisch, mäßig trocken bis trocken und sehr trocken wird die Durchlüftung dann zunehmend besser (s. auch Abbildung 3). Durch Bodenart und Lagerungsdichte ergeben sich dabei Modifikationen, die in der Luftkapazität, im Grobporenvolumen ihren Ausdruck finden. So beträgt die mittlere Luftkapazität in den Unterböden von Braunerden des Tertiärhügellandes bei Sand 28%, bei schwach lehmigem Sand 22%, bei lehmigem Sand 15%, bei jüngerem Lösslehm 6–7%,

in Lösslehmfließerden jedoch nur 1%, ebenso in lehmig-tonigen Staunässehorizonten – in nicht verästeten Tonhorizonten von Pelosolen und tongründigen Braunerden jedoch 2%.

In Richtung zum feuchten Flügel ist das Grobporenvolumen zunehmend wassererfüllt, bei nassen Standorten zum Teil ganzjährig mit den Folgen entsprechenden Luftmangels.

3.1.4 Gründigkeit

Mit der Gründigkeit wird die mögliche Durchwurzelungstiefe gekennzeichnet.

Landschaften mit überwiegend flach- und mittelgründigen Böden (bis ~ 60 cm):

Tabelle 1

Grundwasserstand und Ökologischer Feuchtegrad in der Hallertau

Ökologischer Feuchtegrad			Grundwasserstufe	Grundwasserstand bzw. Tiefenlage der G ₀ - und G _r -Obergrenze u. Fl.			Bodentypen (nicht entwässert)	Beurteilung des Grundwasserstandes allgemein
Lehme sL-uL	Sand IS ± kiS			G ₀ -Obergrenze (MHGW) dm	MGW dm	G _r -Obergrenze (MNGW) dm		
II	II	II	1	<2	<3	<4	Anmoorgleye Naßgleye	sehr flach
III	III	III(-IVf)	2	<2	2- 4	- 8	Gleye	flach
IVf	IVf-IVf	IVf-IVf	3	2- 4	4- 8	6-10	Braunerde-Gleye	mittel
IVf	IVf-Vf	Vf-Vt	4	4- 8	8-12	10-15	Gley-Braunerden	tief
Vf	Vf-Vt	Vt-VT	5	8-12	12-18	>15	vergleyte Braunerden vergleyte Kolluvien	sehr tief
			6	>12	>18	>20	Braunerden und Kolluvien, im tieferen Untergrund vergleyt	äußerst tief

Bei ± entwässerten kiesig-sandigen Anmoorgleyen gilt unter Berücksichtigung des jeweiligen Grundwasserstandes der Feuchtegrad in der Spalte IS, bei ± entwässerten lehmig-sandigen Anmoorgleyen der in der Spalte sL-uL.

randliche Mittelgebirge, Gebiet des Sandsteinkupers, Albvorland, Albhochfläche, Schotterfluren, Jungmoränen.

Landschaften mit überwiegend tiefgründigen Böden (60–100 cm und mehr):

Lößgebiete, Dünen- und Terrassensandareale, randliche Auenbereiche der größeren Flüsse, Tertiärhügelland, Deckenschotterplatten und Altmoränen-Landschaften.

4. Chemisch bestimmte Standortfaktoren

4.1 Nährstoff- und Basenversorgung der Böden

Die natürliche Nährstoff- und Basenversorgung der Böden hängt in der Regel von dem ab, was das Ausgangsgestein mitgegeben hat und was es nachliefern kann. Einen Überblick über das Basen- und Nährstoffnachlieferungsvermögen von Bodenausgangsgesteinen in Bayern gibt die Tabelle 2 (Zahlen s. Abbildung 1).

Die dort vorgestellten Zusammenhänge haben jedoch nur für Böden ungedüngter Standorte uneingeschränkte Gültigkeit.

Das trifft naturgemäß auch für die Abhängigkeitsbeziehungen zwischen Substrat und Humusformen unter Wald zu: Mit ungünstiger werdenden Nährstoff-, Basen- und Reaktionsverhältnissen geht das biologische Abbauvermögen zurück und es sind zunehmend ungünstigere Humusformen zu erwarten. Verstärkt wird dieser Effekt durch die den Stoffabbau hemmende Wirkung von Trockenheit einerseits und von Kälte sowie stärkerer Feuchtigkeit andererseits. In die umgekehrte Richtung wirken Pflanzenbestände, die leicht zersetzliche Streu liefern, wie z. B. die Edellaubbaumarten und Laub-

hölzer mit krautreicher Bodenflora. Die Waldhumusformen sind somit Ergebnis und Maß für die biologische Aktivität und für das biologische Abbauvermögen.

Bei landwirtschaftlicher Nutzung wurde der natürliche Nährstoff- und Basenhaushalt durch die unumgängliche Düngung überlagert, ja meist vollständig verändert. In welchem Maß die Phosphat- und Kaliversorgung durch landwirtschaftliche Nutzung verbessert wurde, zeigt das Beispiel der Untersuchungsergebnisse 1984 der Hauptversuchsanstalt für Landwirtschaft Weihenstephan für Ober- und Niederbayern (Tabelle 3). Demgegenüber werden in Waldböden im allgemeinen nur < 2 mg P₂O₅ und 2–8 g K₂O in je 100 g Boden gemessen.

4.2 Bodenreaktion

Einen Überblick über die mittleren, jedoch wegen der relativ geringen Streuung durchaus kennzeichnenden Reaktionsverhältnisse verbreiteter Bodenformen unter Wald in Bayern gibt die Zusammenstellung in Abbildung 8. Die Untersuchungen repräsentieren den Zustand im Jahr 1981 (Werte aus WITTMANN u. FETZER 1983). Hinzuweisen ist auf die pH-Unterschiede zwischen den humusreichen Ah-Horizonten und den mineralischen Unterböden sowie auf die »Ausreißer«, bei denen es sich, von den Braunerden aus Basalt und einigen Pelosolen abgesehen, um jüngere Stadien der Bodenentwicklung handelt.

Die Einstufung nach bestimmten Pufferbereichen nach ULRICH (1985) gibt eine Fülle zusätzlicher Aufschlüsse (nach MATZNER et al. 1984). In Abhängigkeit von der Bodenart, vom Tonmineralbestand und vom Humusgehalt bestehen jedoch Unterschiede. Die Bereichsgrenzen sind deshalb

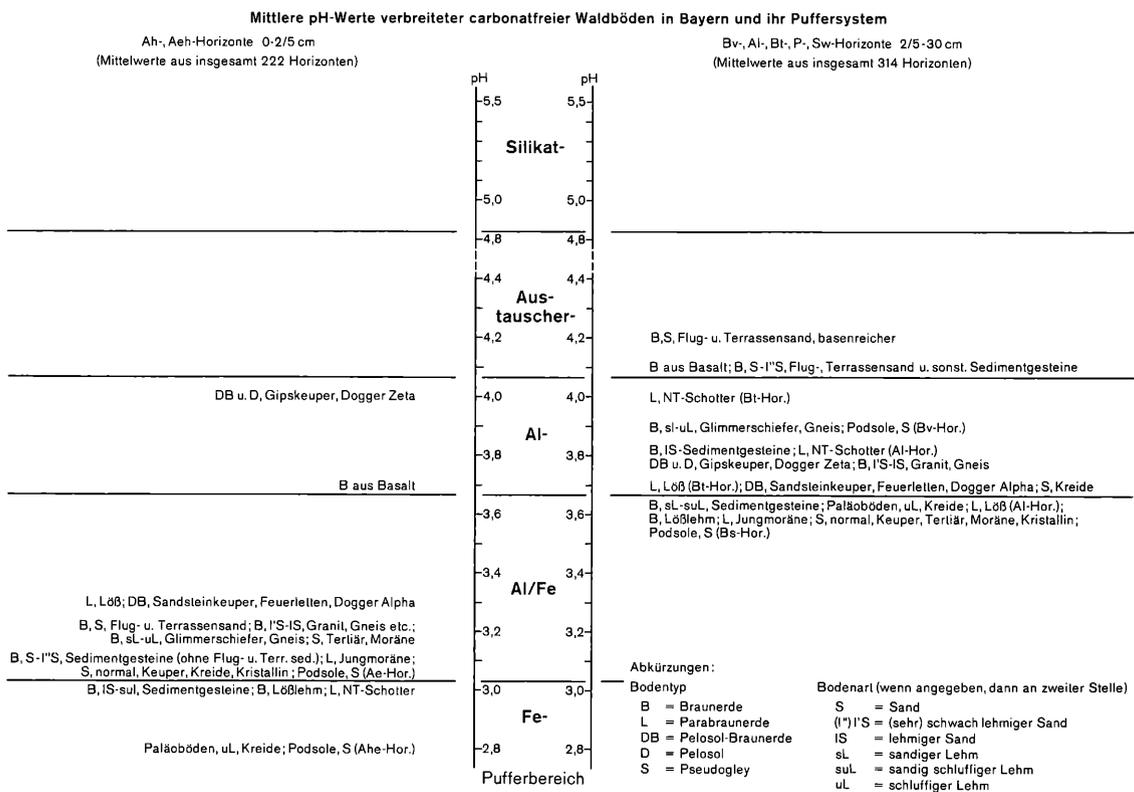


Abbildung 8

Tabelle 2

Basen- und Nährstoffnachlieferungsvermögen von Bodenausgangsgesteinen in Bayern

Einteilung in Anlehnung an F. VOGEL (1961)

	Ausgangsgesteine und ihre Verbreitung (Nummern siehe Übersichtskarte)	typische Humusform unter Nadelbaum- und Laub-Nadelbaummischbeständen im collinen bis montanen Bereich
<p>A. Substrate mit hoher nachschaffender Kraft; basenreiche, oft carbonathaltige Böden</p>	<p>mergelige Kalk- und Dolomitgesteine: Malm (6) und Muschelkalk (4, 3, 7) Tonmangel, mergelige Tonsteine: Röt (2, 3), Muschelkalk (4, 3, 7), Gipskeuper (4), Lias (5), Dogger (5, 6) und Kreide (6)</p>	<p>Mull (hauptsächlich unter Laubwald), mullartiger Moder</p>
<p>B. Substrate mit guter nachschaffender Kraft; mäßig bis schwach basenhaltige, in der Gruppe a) auch basenreiche, z. T. carbonathaltige Böden</p>	<p>a) Kalk und Dolomitgesteine: Malm (6) und Muschelkalk (4, 3), Kalkalpen (15). – Kalkschotter (13, 14), Jungmoränen (14), Löß und (junge) Lößlehme (besonders verbreitet in 4, 12, 13) b) Gabbro, Diorit, Diabas, Amphibolit, Serpentin (8, 10), Basalt (3, 10) Tonsteine: Lettenkeuper (4), Sandsteinkeuper (5, 7), Lias (5, 7, 9), Ries (5) Kalksteinbraunlehme (alte Verwitterungsbildungen, Substrat für die heutigen Böden, 6)</p>	<p>auf (mäßig) trockenen und sehr trockenen Standorten (Feuchtegrade (VI), VII u. VIII) ← unter krautreichen Laubwäldern → mullartiger und typischer Moder</p>
<p>C. Substrate mit meist mittlerer nachschaffender Kraft; basenarme Böden</p>	<p>Granit, Gneis (11, 10, 8), Glimmerschiefer, Phyllit (8, 10, 2) tongebundene Sandsteine: Buntsandstein (2, 3), Keuper (5, 7, 9), Jura (6), Kreide (6, 9) Tonsteine: Rhät (5) Glimmersande: Tertiär (12) – (ältere) Lößlehmdecken auf Altmoränen (13), Deckenschotterplatten (12, 13) und Rumpflächennesten (5)</p>	<p>Typischer und rohhumusartiger Moder</p>
<p>D. Substrate mit sehr geringem und geringem natürlichen Basen- und Nährstoffvorrat und damit geringer nachschaffender Kraft; sehr basenarme Böden</p>	<p>Quarzite, Quarzitschiefer (2, 8) quarzreiche Sandsteine: Buntsandstein (2, 3, 9), Burgsandstein des Mittleren Keupers (5), Rhät (5), Kreide (6, 9) silikatarne Sande des Tertiärs (12, 8, 10) Flug- und Terrassensande (besonders verbreitet in 5, 9, 4, 1) stark verarmte Decklehme</p>	<p>unter den zunehmend kühlfeuchten Bedingungen der hochmontanen und subalpinen Stufe der Mittelgebirge und des Alpenvorlandes → mächtiger Rohhumus und Tangel</p> <p>Rohhumus rohhumusartiger Moder</p>

Tabelle 3

Nährstoffversorgung von Ackerböden 1984
 Hauptversuchsanstalt für Landwirtschaft Weihenstephan

	Phosphatversorgung				Kaliversorgung					
	bezogen auf die Abstufung f. mittlere Böden ($\bar{IS} - uL$)									
	P_2O_5 mg/100 g Boden				K_2O mg/100 g Boden					
	<8	8 - 14	15 - 25	26 - 40	>40	<8	8 - 14	15 - 30	31 - 45	>45
	niedrig	mittel	hoch	sehr hoch	extrem hoch	niedrig	mittel	hoch	sehr hoch	extrem hoch
Oberbayern	7.52	27.44	36.70	19.74	8.57%	3.93	13.87	43.69	26.55	11.94%
Niederbayern	8.03	27.48	40.16	19.43	4.88%	2.74	15.29	55.56	20.63	5.76%

Zum Vergleich: Waldböden (Horizonte unter dem Ah-Hor.)

verbreitet (meist <2 mg/100 g Boden)	bei Böden aus Graniten, fossil- reichen Tonen und Tonmergeln örtlich vorkommend		verbreitet (2 - 8 mg/100 g Boden)	bei Böden aus Kalksteinverwitterung, Tonmergeln und Tonen örtlich vorkommend
---	---	--	--	--

fließend. Im *Silikat-Pufferbereich* puffern die bei der Silikatverwitterung freigesetzten basischen Kationen, wie Ca, Mg, K, Na, auftretende Protonen ab. Im allgemeinen überwiegt am Austausch Ca. Übersteigt die Rate des Protoneneintrags in den Boden die Rate der Silikatverwitterung, werden bei pH-Werten < 5 Protonen im Boden durch Reaktion mit Al-Hydroxiden abgepuffert: Al-Ionen werden in austauschbarer Form an den Tonmineralen gebunden, es kommt zum Austausch von Ca-, Mg- und K-Ionen, die durch Auswaschung verloren gehen (*Austauscher-Pufferbereich*, beginnende Mg-Verarmung; der Ca-Sättigungsgrad sinkt bereits auf sehr niedrige Werte). Im *Al-Pufferbereich* ist der Vorrat an austauschbaren basischen Kationen nahe Null angelangt. Al-Ionen treten vermehrt in der Bodenlösung auf und stellen einen ständigen Stressor für das Wurzelwachstum dar und sicherlich auch für das Edaphon. Mit anhaltenden Wurzelschädigungen ist zu rechnen und mit einem Rückzug des Wurzelsystems aus dem Unterboden (langfristiger Vorgang).

Im Al/Fe- und noch mehr im *Fe-Pufferbereich* kommt es zu verstärkter Auswaschung von Mn und K und damit vor allem zu einer deutlichen Verringerung der K-Vorräte. Außerdem nimmt die Gefahr der Schwermetalltoxizität zu. Zudem werden ab $\text{pH} \leq 3.6$ Fe-Oxide in die Pufferreaktionen einbezogen (ULRICH, 1985).

Wie sich die pH-Werte und damit die nach ihnen abgestuften Pufferbereiche in einer durchaus repräsentativen Auswahl von bayerischen Nadel- und Laubwaldstandorten verteilen, zeigt die Tabelle 4. Die Laubwaldböden sind deutlich günstiger gestellt. Das liegt sicher zum Teil auch daran, daß sie bevorzugt die mineralkräftigeren Böden bestocken. Böden, die dem Carbonat-Pufferbereich zuzuordnen sind (carbonathaltige Böden) und die örtlich auch unter Wald in den Kalkstein- und Moränenlandschaften, insbesondere aber in den Auen der Alpenflüsse auftreten, sind nicht angeführt.

In welchem Maß diese naturnahe Verteilung durch die Düngung in der Landwirtschaft zum Positiven verschoben ist, zeigt eine Zusammenstellung von Ergebnissen der Nährstoffuntersuchung in Ackerböden in Ober- und Niederbayern (Tabelle 5).

Tabelle 5

Verteilung von pH-Werten in Ackerböden 1984
pH-Abstufung nach den für IS, sL und uL gültigen Spannen (Hauptversuchsanstalt für Landwirtschaft Weihenstephan)

pH	<5.7	5.7-6.4	≥6.5
Oberbayern	10.00	38.81	51.18 %
Niederbayern	12.51	38.46	49.01 %

4.3 Schwermetalle

Wenn von den chemischen Standortfaktoren die Rede ist, dürfen organische und anorganische Schadstoffe nicht außer acht gelassen werden. Als Beispiel seien einige Schwermetalle aus der Gruppe der in der Klärschlammverordnung angeführten in die Betrachtung einbezogen. So betragen in den Humusaufgaben (Oh-Horizonte) von Waldböden eines als normal belastet anzusehenden landwirtschaftlichen Gebietes, nämlich des Tertiärhügellandes, die mittleren Konzentrationen an Pb 60 ppm und an Cd 0,5 ppm. Die Anreicherungen sind zu einem wesentlichen Teil anthropogen verursacht. In der unmittelbaren Umgebung Münchens werden infolge verstärkter Immissionen häufig doppelt und dreimal so hohe Werte gemessen und dabei die Grenzwerte der Klärschlammverordnung von 1982 zum Teil überschritten. Da es sich um sehr stark saure Böden handelt, sollten solche Werte gerade im Hinblick auf das Edaphon nicht außer acht gelassen werden.

An Ackerböden des Tertiärhügellandes ergeben sich, verdünnt in den 25-30 cm tiefen Pflughorizonten, mittlere Gehalte an Pb von 24 ppm und an Cd von 0,35 ppm.

Zur objektiven Bewertung derartiger Zahlen muß der geogene Hintergrundwert bekannt sein. Im Fall der Ackerböden der Hallertau dürfen für Pb 18 ppm und für Cd 0,21 ppm angenommen werden. Es sind dies mittlere bis geringe Konzentrationen. Die Profile in Tabelle 6 mögen Beispiele für sehr geringe (Flugsand), mittlere (Lößlehm) und relativ

Tabelle 4

Verteilung der pH-Werte in carbonatfreien Waldböden in Bayern (1984), abgestuft nach den Pufferbereichen

pH(nKCl)	≤3.0	3.1-3.6	3.7-4.0	4.1-4.8	carbonatfrei >4.8	n	
	%	%	%	%	%		
Nadelwald	42.0	47.9	3.7	1.6	4.8	190	Ah-, Aeh Horizonte 0-2/5 cm
Laubwald	29.3	31.8	2.4	9.7	26.8	41	
Nadelwald	1.4	36.0	35.2	24.2	3.2	219	Bv-, Al, Bt-, P-, Sw- Horizonte 2/5-30 cm
Laubwald	—	19.2	36.5	28.9	15.4	52	
	Fe-	Al/Fe-	Al-	Austauscher-	Silikat-		
Pufferbereich n. ULRICH							

Tabelle 6

Böden mit sehr unterschiedlichen natürlichen Schwermetallgehalten (Analytik: H. Ruppert, GLA München)

	Horiz.	cm	ppm						
			Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Podsolige Braunerde aus Flugsand über Burgsandsteinverwitterung (Feucht)									
	L	0.5	<5	78	2	11	57	0.33	33
	Of	3	7	27	6	16	65	0.48	146
	Aeh	4	5	14	<2	4	12	0.06	22
	Ah	11	7	17	<2	<2	12	0.03	7
	Bv	25	7	21	2	<2	11	0.02	<2
	IIBvCv	8	<5	10	<2	<2	4	0.01	<2
	Cv	>52	8	20	3	2	10	0.01	<2
Parabraunerde - Braunerde aus Lößlehm (Rotthalmünster)									
	Of	3	8	1520	7	9	56	0.48	49
	Oh	1	15	413	7	9	41	0.39	81
	Ah	5	47	400	14	7	32	0.06	32
	AlBv	45	61	902	19	9	48	0.02	16
	Btv	20	72	501	33	20	66	0.02	16
	Bt	20	71	436	36	24	71	0.02	15
	Bv	40	73	688	38	24	70	0.14	15
	Cv	>20	78	745	36	23	67	0.05	18
Braunerde aus Graptolithenschiefer (schwarzer, schwefelkiesreicher Tonschiefer bzw. schwarzer Kiesel-schiefer des Silurs) (Nordhalben)									
	Ap	25	195	720	82	63	385	0.89	58
	Bv	20	257	370	66	59	452	0.67	46
	Cv		264	230	73	71	562	0.56	53
Terra fusca aus Malmkalk, vermischt mit Kalksteinmaterial und einer geringen Lößlehmkomponente (Treuchtlingen)									
	Ah	15	110	808	71	30	131	0.59	35
	CvT1	20	121	708	115	40	165	0.54	28
	CvT2	>30	129	1480	210	51	230	1.62	36

hohe (Graptolithenschiefer und Terra fusca) natürliche Schwermetallkonzentrationen abgeben. Die zum Teil ziemlich hohen Schwermetallkonzentrationen stammen bei der Braunerde aus Graptolithenschiefer aus dem bitumenreichen Ausgangsmaterial, bei der Terra fusca sind sie eine Folge der Bodenentwicklung, die hier durch Lösungsverwitterung und Residualtonanreicherung gekennzeichnet ist.

Mit dieser kurzen Darstellung der Grundlagen der Bodenökologie in Bayern konnte nicht mehr als ein Überblick gegeben werden über die komplexe Vielfalt der für das Bodenleben bedeutsamen bodenökologischen Faktoren und über die differenzierten Zusammenhänge, die sich aus den geologischen, bodenkundlichen, klimatischen und Reliefverhältnissen dieses Landes ergeben. Einzelheiten konnten deswegen nur beispielhaft behandelt werden. In vielen Bereichen sind sie auch noch unbewältigt.

Literatur

ELLENBERG, H. u. ELLENBERG, Ch. (1974): Ökologische Klimakarte Baden-Württemberg 1:350000. - Landschaftsrahmenprogramm Karte 1, Stuttgart.
 Hauptversuchsanstalt für Landwirtschaft Weihenstephan (1985): Statistische Auswertung der Bodenuntersuchungsergebnisse 1984. - Weihenstephan.

MATZNER, E., ULRICH, B., MURACH, D. und ROST-SIEBERT, K. (1984): Zur Beteiligung des Bodens am Waldsterben. - Ber. d. Forsch. Zentrums Waldökosysteme/Waldsterben, 2, 1-21, Göttingen.
 ULRICH, B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. - Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 43/I, 159-187, Göttingen.
 VOGEL, F. (1961): Erläuterungen zur Bodenkundlichen Übersichtskarte von Bayern. - München (Bayer. Geolog. Landesamt).
 WALTER, H. (1960): Grundlagen der Pflanzenverbreitung, 1. Teil: Standortlehre. - Stuttgart.
 WITTMANN, O. u. HOFMANN, B. (1981): Standortkundliche Bodenkarte von Bayern 1:25000 Halbertau, Erläuterungen. - München (Bayer. Geolog. Landesamt).
 WITTMANN, O. (1983): Standortkundliche Landschaftsgliederung von Bayern, Übersichtskarte 1:1000000. - Materialien 21, München (Bayer. Staatsministerium f. Landesentwicklung u. Umweltfragen).
 WITTMANN, O. u. FETZER, K. (1983): Aktuelle Bodenversauerung in Bayern. - Materialien 20, München (Bayer. Staatsministerium f. Landesentwicklung und Umweltfragen).

Anschrift des Verfassers:

Ltd. Regierungsdirektor Dr. Otto Wittmann
 Bayerisches Geologisches Landesamt
 Heßstr. 128, 8000 München 40

Die Bodenfauna landwirtschaftlich genutzter Flächen

Johannes Bauchhenß

1. Der Boden ist belebt

Der Boden ist belebt. Organismen, insbesondere Bakterien, Pilze, Pflanzen und Bodentiere haben aus mineralischem Verwitterungsschutt den Boden aufgebaut. Sie haben sich damit das Substrat aufgebaut, in dem sie leben.

Weitgehend an den Boden gebunden läuft durch die Tätigkeit der Bodenorganismen einer der wichtigsten biologischen Vorgänge ab: der Abbau von pflanzlicher organischer Substanz zu anorganischen Nährstoffen, aus denen über die Photosynthese mit Hilfe der Sonnenenergie wieder neues Pflanzenmaterial aufgebaut wird. Für diese Lebensvorgänge hat der Boden nicht nur als Substrat, sondern auch als Speicher für organisches Material eine wichtige Funktion.

In der Literatur sind viele Aufstellungen über die Zusammensetzung von Bodenbiozöosen zu finden.

Hier soll zur Demonstration der Vielfalt ein Teilaspekt der Bodenzoozönose, den wir bei Untersuchungen im Nymphenburger Park in München gewonnen haben, dienen.

Auf einer Magerwiese (25 cm Boden über Kalkschotter, 1 x jährlich gemäht, Mähgut abgefahren, Ausgleichsdüngung) wurde mehrere Jahre lang die

edaphische und epigäische Arthropodenfauna und die Regenwurmpopulation quantitativ und qualitativ untersucht. Der durchschnittliche Besatz und die durchschnittliche Biomasse ist auf Abbildung 1 dargestellt.

Diese Darstellung soll nur einen Hinweis auf die Vielfalt geben. Exakte, flächenbezogene Auszählungen aller Tiergruppen sind technisch kaum durchzuführen. Auch die Artbestimmungen sind sehr schwierig. Bei den hier dargestellten Gruppen wurden Artbestimmungen nur bei Collembolen (23 Arten), Oribatiden (18 Arten), den Carabiden (27 Arten) und den Lumbriciden (7 Arten) durchgeführt.

Bodenfaunistische Untersuchungen im Allgäu haben ergeben, daß auf dortigen Wiesen 9 Regenwurmarten vorkommen. Die Individuenzahl beträgt 200-220 Tiere und die Biomasse 190-200 Gramm pro Quadratmeter. (Dies würde auf den Hektar hochgerechnet dem Gewicht von 4 Kühen entsprechen.)

2. Rolle der Bodentiere im Ökosystem

Bodentiere spielen beim Abbau von pflanzlicher, organischer Substanz und der Rückgewinnung von

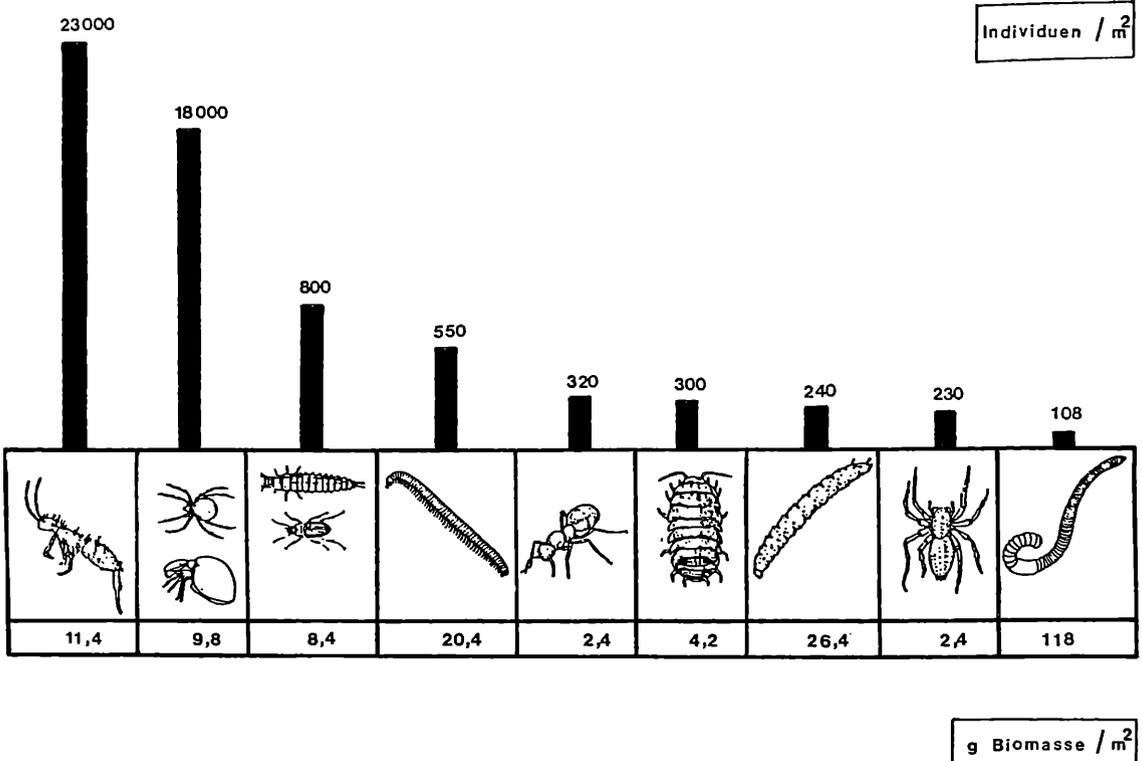


Abbildung 1

Arthropoden- und Lumbricidenbesatz einer flachgründigen Wiese im Nymphenburger Park in München.

(Zahlen über den Säulen = Individuenzahlen; Zahlen in den Kästchen = Biomasse in Gramm, jeweils bezogen auf 1 m² Fläche.

Tiergruppen (von links nach rechts): Springschwänze, Milben, Tausendfüßler, Ameisen, Asseln, Fliegenlarven, Spinnen, Regenwürmer.

BL 3.2 - LBP München

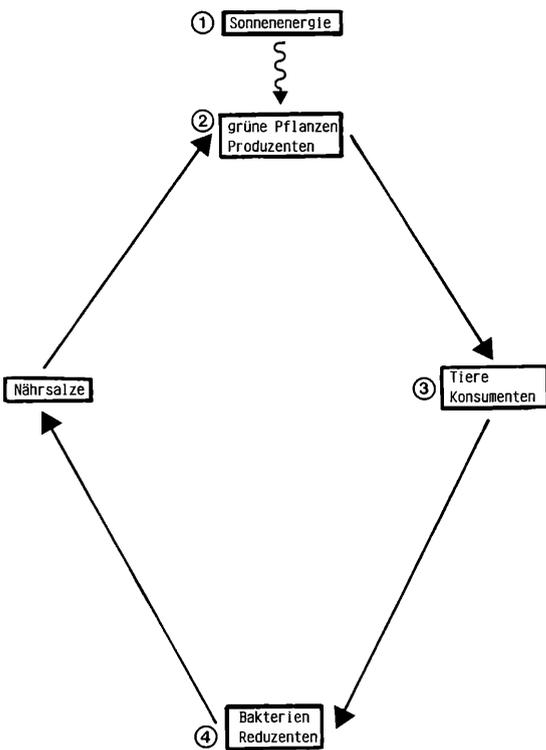


Abbildung 2

Nährstoffkreislauf in natürlichen Systemen:

Mit Hilfe der von außen eingespeisten Sonnenenergie produzieren autotrophe Pflanzen organische Substanz. Diese wird von Tieren aufgenommen und in komplizierten Nahrungsnetzen abgebaut und schließlich mit Hilfe der Reduzenten (Bakterien) zu Nährsalzen mineralisiert, aus denen dann Pflanzen wieder mit Hilfe der Sonnenenergie organische Substanz aufbauen.

Nährstoffen (Nährstoffkreislauf) eine wesentliche Rolle.

In den Nährstoffkreislauf natürlicher Systeme wird von außen nur Sonnenenergie eingebracht (1). Autotrophe Pflanzen bauen mit Hilfe dieser Energie Pflanzensubstanz auf (Produzenten - 2). Die Zahl der hierbei beteiligten Pflanzenarten wird nur durch die äußeren Bedingungen des Standorts limitiert. Tiere (Konsumenten - 3) bauen organische Pflanzensubstanz - und damit die in ihr festgelegte Energie - stufenweise ab, in kompliziert vernetzten Nahrungsketten bis hin zu organischen oder anorganischen Verbindungen, aus denen tierische Organismen keine Energie mehr gewinnen können. In diesen Nahrungsketten ist Raum für sehr unterschiedliche trophische Gruppen, entsprechend der Vielgestaltigkeit und des Energieinhalts der pflanzlichen Substanz, die verarbeitet wird. Organische und anorganische Abfallprodukte der tierischen Nahrungsketten dienen als Energielieferanten für Bakterien (Reduzenten - 4) und werden durch diese zu Pflanzennährstoffen auf niederem Energieniveau abgebaut.

Ein Großteil dieser Vorgänge findet mittelbar oder unmittelbar an den Boden gebunden statt. Der Boden bietet auch durch Anlagerung von organischen Zwischenprodukten an Mineralpartikel ideale Speichermöglichkeiten in diesem System.

3. Rolle der Bodentiere in landwirtschaftlich geprägten Ökosystemen

Aus landwirtschaftlichen Flächen wird der natürliche Nährstoffkreislauf systembedingt modifiziert.

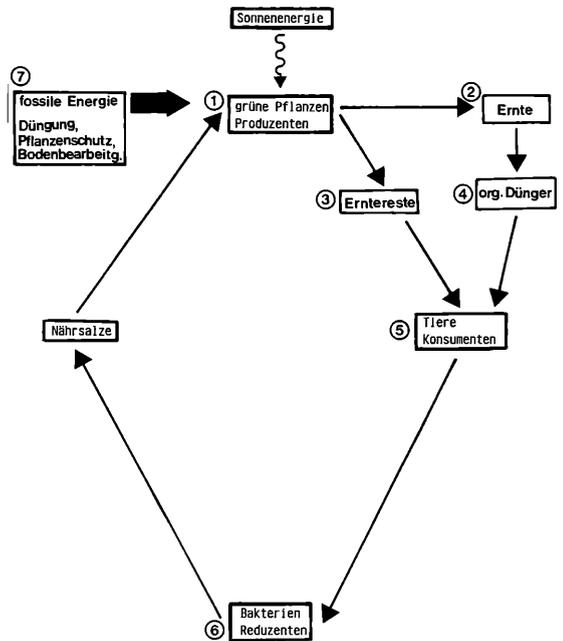


Abbildung 3

Nährstoffkreislauf in landwirtschaftlichen Systemen:

Bei den Produzenten (1) ist die Artenfülle auf die landwirtschaftlichen Nutzpflanzen reduziert. Ein Teil der Photosyntheseprodukte wird als Ernte (2) entnommen. Erntereste (3) und organische Dünger (4) stehen den Konsumenten (5) als Nahrung zur Verfügung. Der Rückgang der Artenzahl bei Produzenten bewirkt über den Rückgang der Vielgestaltigkeit der als Nahrung eingebrachten organischen Substanz einen Rückgang der Artenzahl bei Konsumenten und Reduzenten und eine Vereinfachung der Nahrungsnetze. Zusätzlich zur Sonnenenergie wird fossile Energie (7) eingebracht, durch deren »ordnende Wirkung« zwar mehr Photosyntheseprodukte pro Flächeneinheit als in natürlichen Systemen entstehen, die Abbauketten im Boden aber, auf die bei der Energieeinbringung nicht geachtet wird, stark gefährdet werden können.

Ein Teil der Photosyntheseproduktion wird als Ernte (2) entnommen. Nur der Ernterest (3), 40-60% der Gesamtproduktion, steht als Nahrung für Konsumenten (5) zur Verfügung.

Organischer Dünger (aus geschlossenen Hofkreisläufen) kann diesen Verlust teilweise ausgleichen (4). Reduzierte Artenzahlen bei Produzenten (1) und geringerer Eintrag an gleichförmiger, organischer Substanz (3, 4) ergeben eine Verringerung der Artendichte bei Konsumenten und Reduzenten und eine Vereinfachung der Nahrungsnetze. Dies ist in landwirtschaftlichen Ökosystemen eine systembedingte Konsequenz.

Dieser Grundbestand verändert sich aber merklich mit der Intensivierung bei steigendem Einsatz an fossiler Energie.

Der hohe Energieaufwand ist allein auf eine höhere Nutzpflanzenproduktion ausgerichtet. Bodenlebewesen, und speziell die in ihren ökologischen Ansprüchen sehr differenzierten Bodentiere laufen

Zunehmende Individuendichte und Artendichte

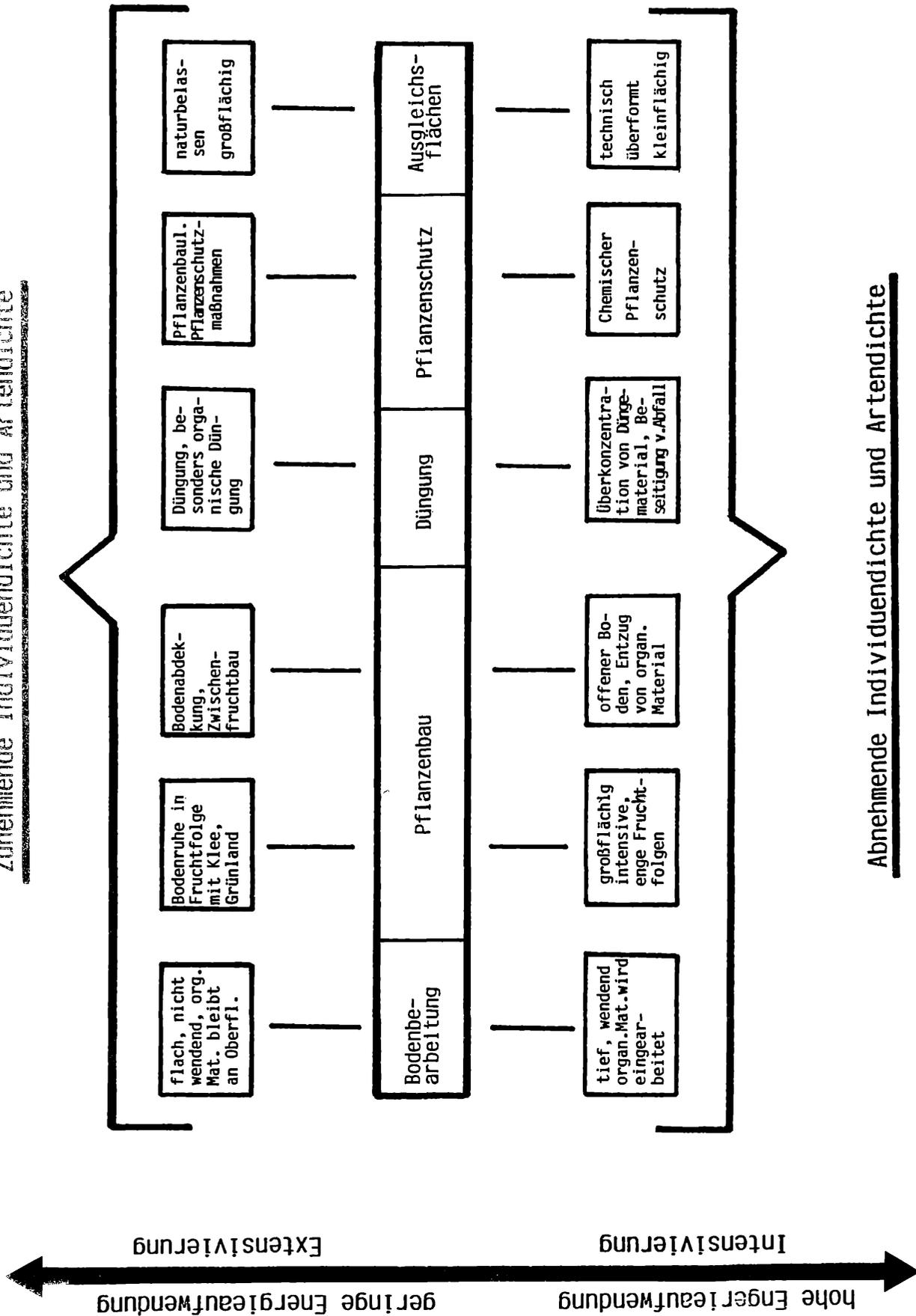


Abbildung 4

Maßnahmen der modernen Landwirtschaft und ihre Auswirkung auf die Bodenzoozönose

Gefahr, aus diesem System »hinausgeordnet« zu werden.

Landwirtschaftliche Ökosysteme zeigen, verglichen mit natürlichen, bei Bodentieren geringere Arten- und stark wechselnde, unausgeglichene Individuendichten. Ein Grundbestand an »Haustieren«, zu denen vorzugsweise Lumbriciden, Collembolen, Oribatiden und Carabiden gehören, ist auf landwirtschaftlichen Flächen aber in der Regel anzutreffen.

Gerade im landwirtschaftlichen System haben Bodentiere eine wichtige Aufgabe: Pro Flächeneinheit wird hier häufig durch zusätzlichen Energie-Input mehr organische Substanz produziert als auf natürlichen Flächen. So kann durch Erntereste, eventuelle Gründüngungspflanzen und organische Düngung unter Umständen sehr viel organische Substanz in den Nährstoffkreislauf eingeschleust werden, deren Aufnahme in das tierische Nahrungsnetz gewährleistet sein sollte. Erst dadurch ist ein langsamer Verlauf des Abbaues mit häufiger Zwischenspeicherung und ein kontinuierliches, bedarfsgerechtes Nachfließen der Nährstoffe gegeben. Dies ist ein Faktor, der für die Fruchtbarkeit landwirtschaftlicher Böden unerlässlich ist.

Bodentiere sind in landwirtschaftlichen Böden auch für die Verbesserung und Stabilisierung der Struktur wichtig: Sie graben Hohlräume, stabilisieren solche, die bei der Bodenbearbeitung entstanden sind und durchmischen organisches und mineralisches Material.

4. Wirkung landwirtschaftlicher Maßnahmen auf die Bodenzoozönose

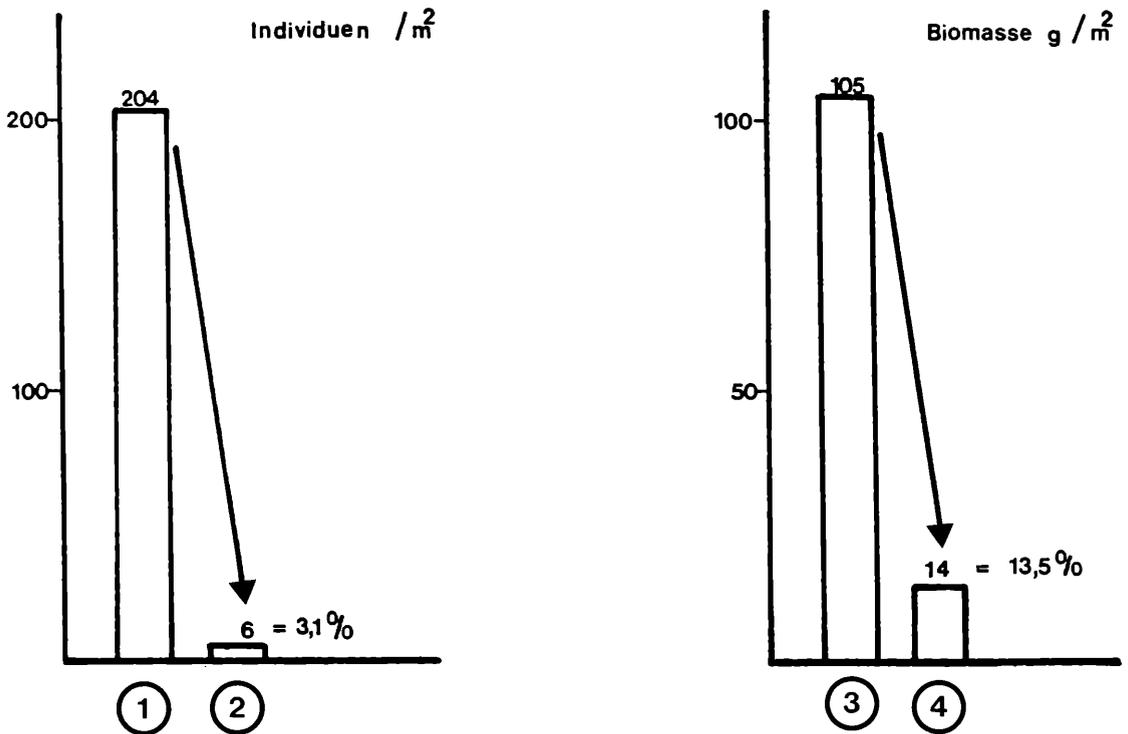
Es ist zu beobachten, daß auf verschiedenen landwirtschaftlichen Flächen der Besatz an Bodentieren sehr unterschiedlich ist: Geringe Besatzdichten sind meist auf intensiv bewirtschafteten, hohe meist auf extensiv bewirtschafteten Flächen festzustellen.

In Untersuchungen des Sachgebietes Bodenzöologie an der Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau wird seit mehreren Jahren der Einfluß von landwirtschaftlichen Maßnahmen auf die Bodenfauna geprüft*). Grundsätzlich sollten hierzu, um die Wirkweise einzelner Faktoren klar zu erkennen, monofaktorielle Versuche herangezogen werden, was streng genommen aus technischen Gründen meist nicht möglich ist.

Die am stärksten auf die Bodenzoozönose wirkenden Maßnahmen liegen im Bereich der Bodenbearbeitung, der Fruchtfolge, der Düngung und des Pflanzenschutzes (Abbildung 4).

Hohe Intensität mit hohem Energieaufwand bewirkt meist abnehmende, geringe Intensität mit geringem Energieaufwand meist zunehmende Individuen- und Artendichte bei Bodentieren.

*) Teilweise sind die in den folgenden Abschnitten dargestellten Ergebnisse bereits ausführlich (Beschreibg. der Untersuchungsflächen, Methode, Einzelwerte, Artenlisten, Statistik, Paralleluntersuchungen) veröffentlicht (siehe Literaturhinweise). Die noch nicht veröffentlichten Ergebnisse, die hier gebracht werden, sollen in Kürze ausführlich dargestellt und veröffentlicht werden.



BL 3.2 - LBP München

Abbildung 5

Zahl und Biomasse von Regenwürmern, die beim Pflügen abgetötet wurden:

(1) und (3): Individuenzahl und Biomasse/m² vor dem Pflügen.

(2) und (4): Individuenzahl und Biomasse der pro m² abgetöteten Tiere (= 3,1% der Individuen, 13,5% der Biomasse)

4.1 Wirkung der Bodenbearbeitung

Für Bodentiere positiv wirkt sich eine möglichst flache, nicht wendende Bodenbearbeitung mit Ablage des organischen Materials an der Bodenoberfläche aus. Im Vergleich dazu negativ zu werten ist eine tiefwendende Bodenbearbeitung, bei der das organische Material meist unter Luftabschluß im Boden vergraben wird. Untersuchungen haben dies eindeutig gezeigt:

Durch tiefes Pflügen werden Regenwürmer verletzt. Solche Schädigungen auch nur durch einmaliges Pflügen einer Wiese zeigt Abbildung 5: 3,1% der Regenwürmer (6 von 204) (2), das sind 13,5% der Biomasse (14 g von 105 g) (4) werden beim Pflügen abgetötet. Geschädigt werden hauptsächlich große Formen, die den Scher- und Knetkräften des Pflügens nicht standhalten können. Dies führt zur Selektion einzelner Arten.

Abbildung 6 zeigt den Vergleich der Individuendichte und Biomasse der Regenwurmpopulation einer Fläche mit Minimalbodenbearbeitung (Direkt-saatverfahren) (1) und einer unmittelbar benachbarten Fläche, die konventionell bearbeitet wurde.

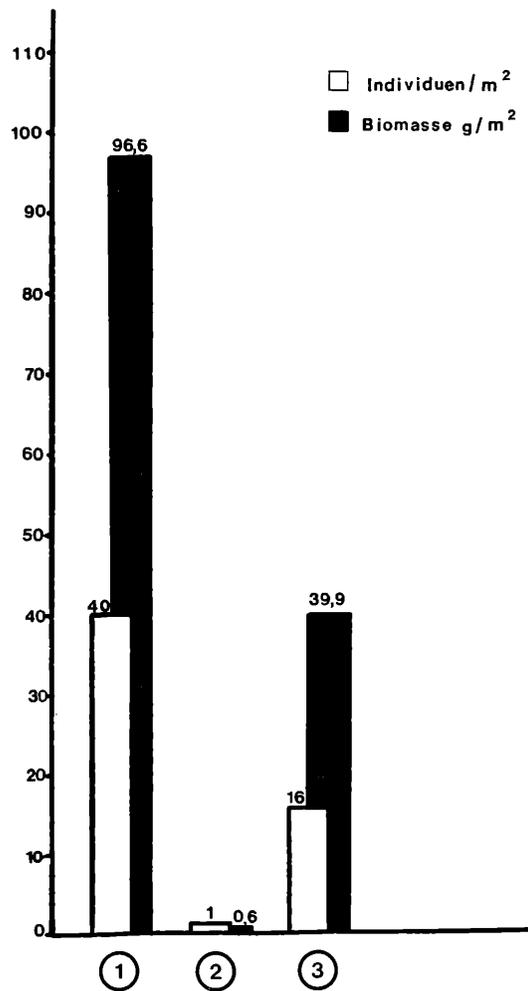


Abbildung 6

Vergleich der Individuendichte und Biomasse von Regenwurmpopulationen auf Flächen mit Minimalbodenbearbeitung (1) und gepflügten Flächen (2). (3) zeigt die Regenwurmpopulation einer minimalbearbeiteten Fläche, von der das oben aufliegende Stroh entfernt wurde. Nahrungsmangel verringert die Populationsdichte.

Die Fläche mit Minimalbodenbearbeitung zeigt eine signifikant höhere Regenwurmindividuendichte und -biomasse auf.

Ähnlich deutliche Unterschiede waren auch auf anderen Versuchsfeldern zu finden.

Auf einem Teil der Fläche mit Minimalbodenbearbeitung (1) wurde das auf der Bodenoberfläche abgelegte Stroh entfernt. Daraufhin ging innerhalb eines halben Jahres die Regenwurmpopulation stark zurück (3).

4.2 Wirkung intensiver und extensiver Fruchtfolgen in Fruchtfolgen

Flächen mit engen (intensiven) Fruchtfolgen, in denen in kurzen Perioden Feldfrüchte angebaut werden, die intensiv bewirtschaftet werden müssen, zeigen einen geringeren Besatz an Bodentieren als Flächen, auf denen periodisch auch Früchte ange-

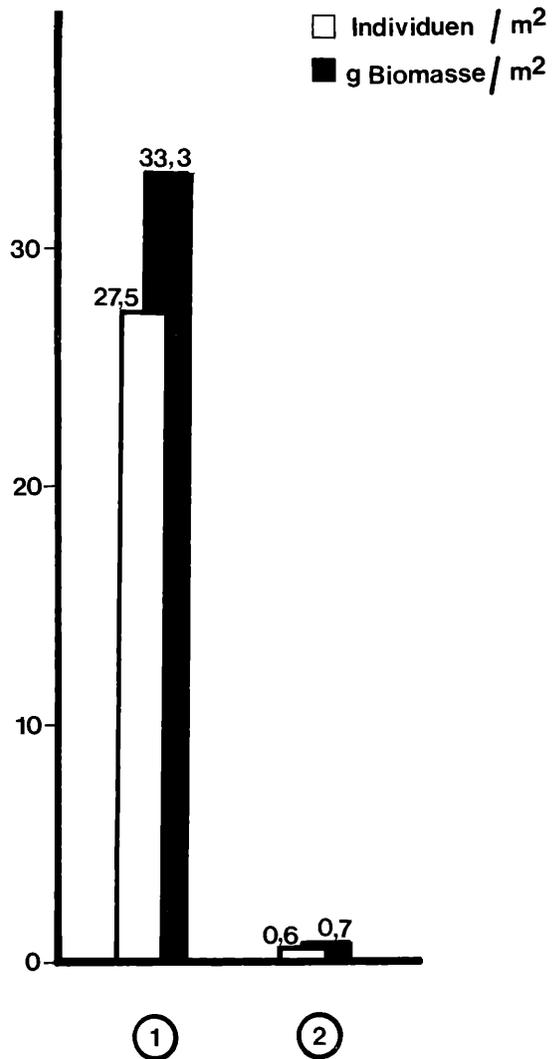


Abbildung 7

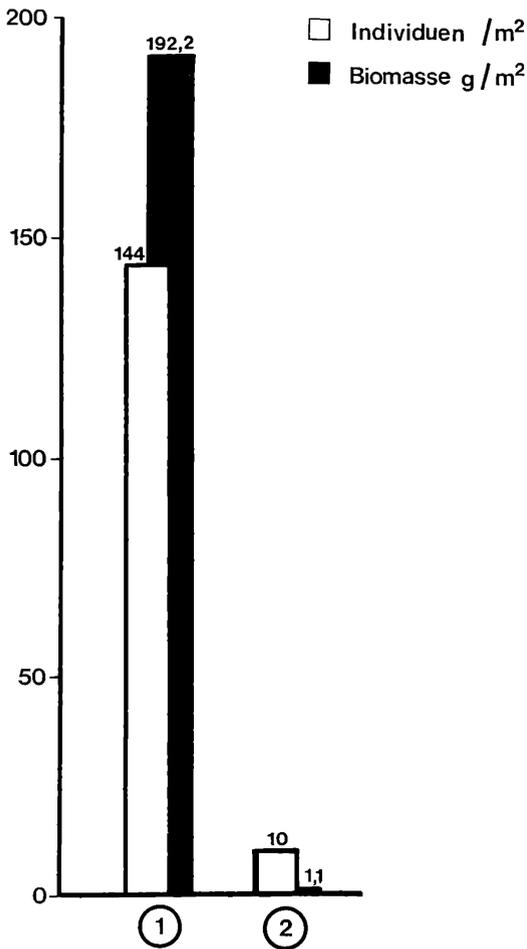
Individuendichte und Biomasse der Regenwurmpopulation einer Fläche mit 1 ½ Jahren Bodenruhe unter Rotklee in der 5-jährigen Fruchtfolge im Vergleich zu der einer Fläche, auf der statt des Rotklee Zuckerrüben in der Fruchtfolge angebaut wurden.

baut werden, die weniger Aufwand erfordern. Speziell eine längere Bodenruhe unter Luzerne oder Klee fördert die Bodenfauna.

Abbildung 7 zeigt als Beispiel die Regenwurmpopulation einer Fruchtfolge, in der in einem 5-jährigen Zyklus ein Mal Rotklee (extensiv) angebaut wird (1) im Vergleich zu der einer gleichfalls 5-jährigen Fruchtfolge, in der aber statt des Rotklees Zuckerrüben intensiv angebaut werden (2). Während auf den intensiven Flächen die Regenwurmpopulation gering ist (2) und nur 2 Arten umfaßt, ist sie auf der Fläche mit dem Kleeanbau und der Bodenruhe signifikant höher. Sie umfaßt 5 Arten. Auch die Individuen- und Artendichte der Carabidenfauna auf diesen Flächen zeigt ähnliche Unterschiede. In beiden Fruchtfolgen wurde, entsprechend der unterschiedlichen Anbaufrüchte, die Düngung variiert. Die Fläche mit den Zuckerrüben erhielt höhere Düngergaben.

4.3 Wirkung der Bodenbedeckung, speziell in Mais- und Getreidefruchtfolgen und Dauerkulturen

In Fruchtfolgen mit hohem Mais- und Getreideanteil bleibt der Boden häufig, bei Mais vor dem



BL 3.2 LBP München

Abbildung 8

Vergleich der Regenwurmpopulation eines Hopfengartens mit offen gehaltenem Boden (2) mit einem Hopfengarten, in welchem Raps als Untersaat verwendet und der Ernterest als Rebhäcksel zurückgeführt wurde (1).

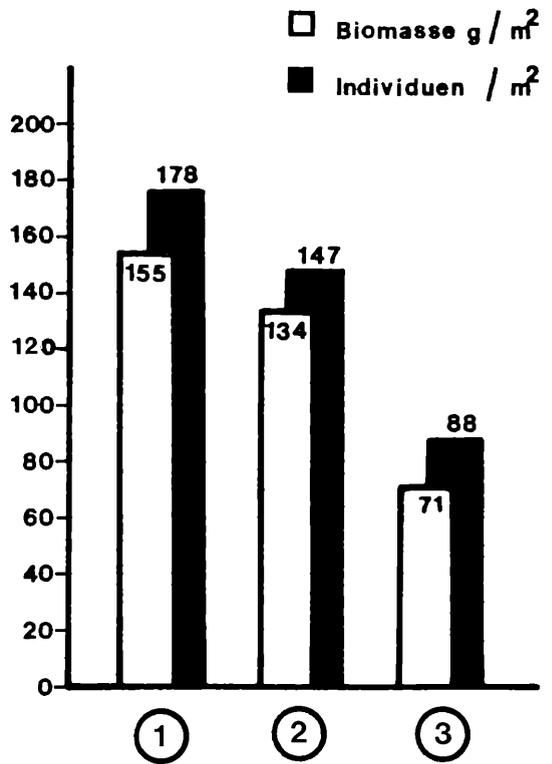
Auflaufen, bei Getreide nach der Ernte, über längere Zeit unbedeckt liegen. In Dauerkulturen, wie z. B. im Wein oder Hopfenbau, wird der Boden meist mit großem Aufwand während des ganzen Jahres frei gehalten.

Freiliegender Boden bietet für Bodentiere sehr ungünstige Lebensbedingungen, da unmittelbare Witterungseinflüsse, wie Aufprallen von Regenwasser, starke Erwärmung, Austrocknung etc. bei vielen Bodentiergruppen besiedlungsbegrenzende Faktoren sind. Auch Überwinterungsmöglichkeiten für die epigäische Arthropodenfauna fehlen auf Flächen mit offenem Boden weitgehend.

Untersaat mit bodenabdeckenden Pflanzen oder das Stehenlassen von Unkräutern, Zwischenfruchtanbau und eine Bodenabdeckung durch liegengelassene Erntereste, fördern die Bodenfauna merklich.

Auf Abbildung 8 sind die Ergebnisse einer Untersuchung in Hopfengärten dargestellt. Säule (2) zeigt die Regenwurmpopulation einer Fläche mit unbedecktem Boden, Säule (1) die Population einer Fläche, auf der Raps zur Bodenabdeckung zwischen den Hopfenzeilen eingesät wurde, und zusätzlich nach der Hopfernte die gehäckselten Reben auf den Boden gebreitet wurden.

Bodenbearbeitung und Pflanzenschutzmaßnahmen sind auf beiden unmittelbar nebeneinander liegenden Flächen gleich.



BL 3.2 LBP München

Abbildung 9

Regenwurmpopulation von verschiedenen gedüngten Wiesenflächen im Allgäu: (3) zeigt die Regenwurmpopulation einer seit 30 Jahren nicht gedüngten Fläche mit jährlicher Mahd und Entzug des gemähten Pflanzenmaterials. (1) zeigt die Regenwurmpopulation einer Fläche, die 3 x jährlich mit 25 m³ Gülle (4-5% TS) gedüngt wird und (2) zeigt die Regenwurmpopulation einer Fläche, die nährstoffgleich zur Gülledüngung (1) mit Mineraldünger gedüngt wird.

Ausschlaggebend für die höhere Populationsdichte ist neben dem höheren Futterangebot die Bodenabdeckung, welche bessere mikroklimatische Verhältnisse schafft und Schutz bietet. Dies wurde auch auf Getreidefeldern, auf denen das Stroh den Winter über verblieb, bei Carabiden festgestellt.

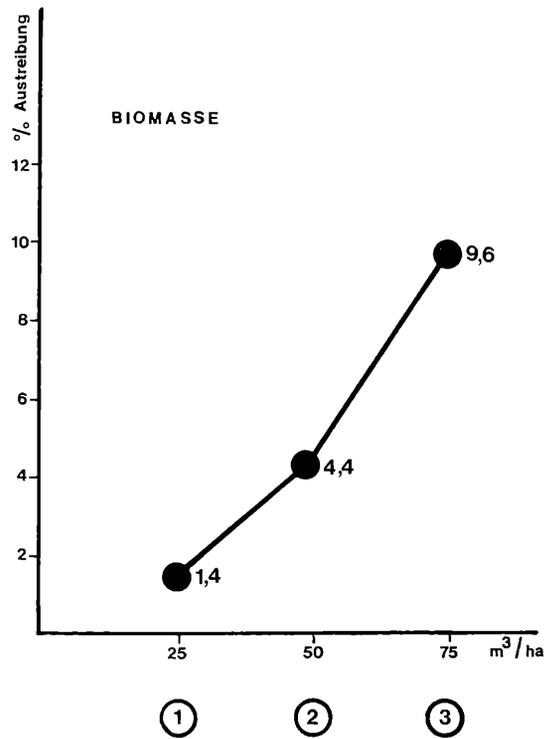
4.4 Wirkung von Düngungsmaßnahmen

Düngung, die lediglich den Entzug von Pflanzennährstoffen durch die Ernte ausgleicht, wirkt im allgemeinen positiv auf die Bodenfauna, wenn sie nicht mit anderen Maßnahmen zur Intensitätssteigerung gekoppelt ist.

Man kann zwei Formen der Wirkung unterscheiden: Eine direkte Wirkung bei organischen Düngern wegen des Futterangebotes für Bodentiere und eine indirekte Wirkung bei organischen Düngern und Mineraldüngern, durch die über eine höhere Pflanzenproduktion mehr totes Pflanzenmaterial als Nahrung für Bodentiere zur Verfügung steht.

Abbildung 9 zeigt die Wirkung von Düngemaßnahmen auf die Regenwurmpopulation von Grünlandflächen. Eine seit 30 Jahren nicht gedüngte Fläche (3) zeigt einen sehr geringen Regenwurmbesatz. Diese Fläche wird einmal jährlich gemäht. Das Gras wird abgeräumt. Dadurch nehmen Nährstoffe und organische Substanz auf dieser Fläche ab. Bodentiere haben nicht mehr genügend Nahrung.

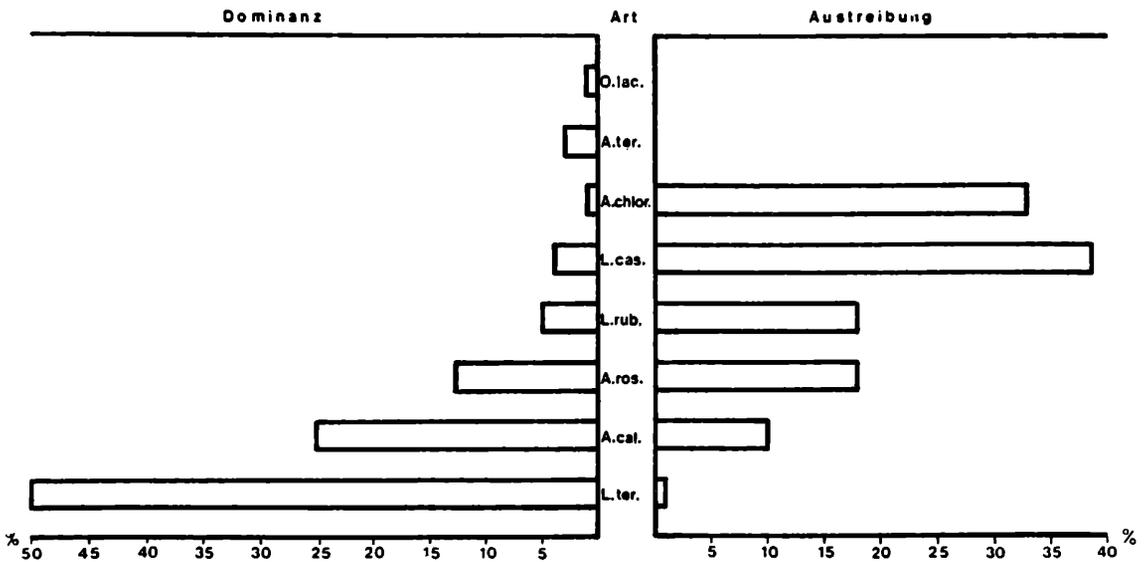
Die Gülledüngung (1) wird 3 x jährlich mit 25 m³ (4-5% TS) durchgeführt. Mit der Gülle wird organisches Material als Nahrung für Bodentiere eingebracht. Populationsdichte und Biomasse ist hoch. Die Mineraldüngung (2) wird nährstoffgleich zur Gülledüngung (1) durchgeführt. Die positive Wir-



BL 3.2 - LBP München

Abbildung 10

Austreibung von Regenwürmern bei verschiedenen hohen Gülleaufwandmengen. Gülle reizt Regenwürmer so stark, daß sie an die Bodenoberfläche kommen. Die Austreibungswirkung ist proportional der Aufwandmenge. Die Austreibung wurde in Relation zur Gesamtbiomasse bei 25, 50 und 75 m³ Aufwandmenge (4-5% TS) getestet.



BL 3.2 LBP München

Abbildung 11

Anteile der durch Gülle ausgetriebenen Regenwürmer im Vergleich zur Artstruktur der Gesamtpopulation.

kung auf Bodentiere wird indirekt über das durch Düngung vermehrte Pflanzenwachstum erzielt.

Hohe Einzelgaben an Düngemitteln können auf das Bodenleben negativ wirken. Dies ist vor allem bei der Gülledüngung bekannt.

Regenwürmer werden durch die Reizwirkung von Gülle aus dem Boden ausgetrieben und gehen dann an der Bodenoberfläche in der Regel ein. Dies geschieht, wie Abbildung 10 zeigt, proportional der Aufwandmenge. Bei einer einmaligen Aufwandmenge von 25 m³ liegt die Austreibungswirkung unter 1,5% der Biomasse (1).

Die Positivwirkung der Gülle durch Nahrungszufuhr (vgl. Abbildung 8) übertrifft hier die Negativwirkung der Austreibung. Bei höheren Aufwandmengen von 50 m³ (2) und 75 m³ (3) werden bereits so hohe Anteile der Biomasse ausgetrieben, daß die erhöhte Nahrungszufuhr durch die Gülle nicht mehr ausreicht, die Austreibung auszugleichen und die Population schon durch einmalige Anwendung stark geschädigt werden kann.

Die Austreibung geschieht selektiv. Kleinere Formen, die näher an der Bodenoberfläche leben, werden häufiger ausgetrieben als große Formen, die tiefe Röhren graben.

Abbildung 11 zeigt einen Vergleich der Dominanzverhältnisse der durch Gülle ausgetriebenen Teilpopulation, mit den Dominanzverhältnissen der Gesamtpopulation einer Wiese im Allgäu. Seltene, nahe der Bodenoberfläche lebende Formen werden häufiger ausgetrieben als die mit hohen Dominanzen vorkommenden tiefgrabenden Formen.

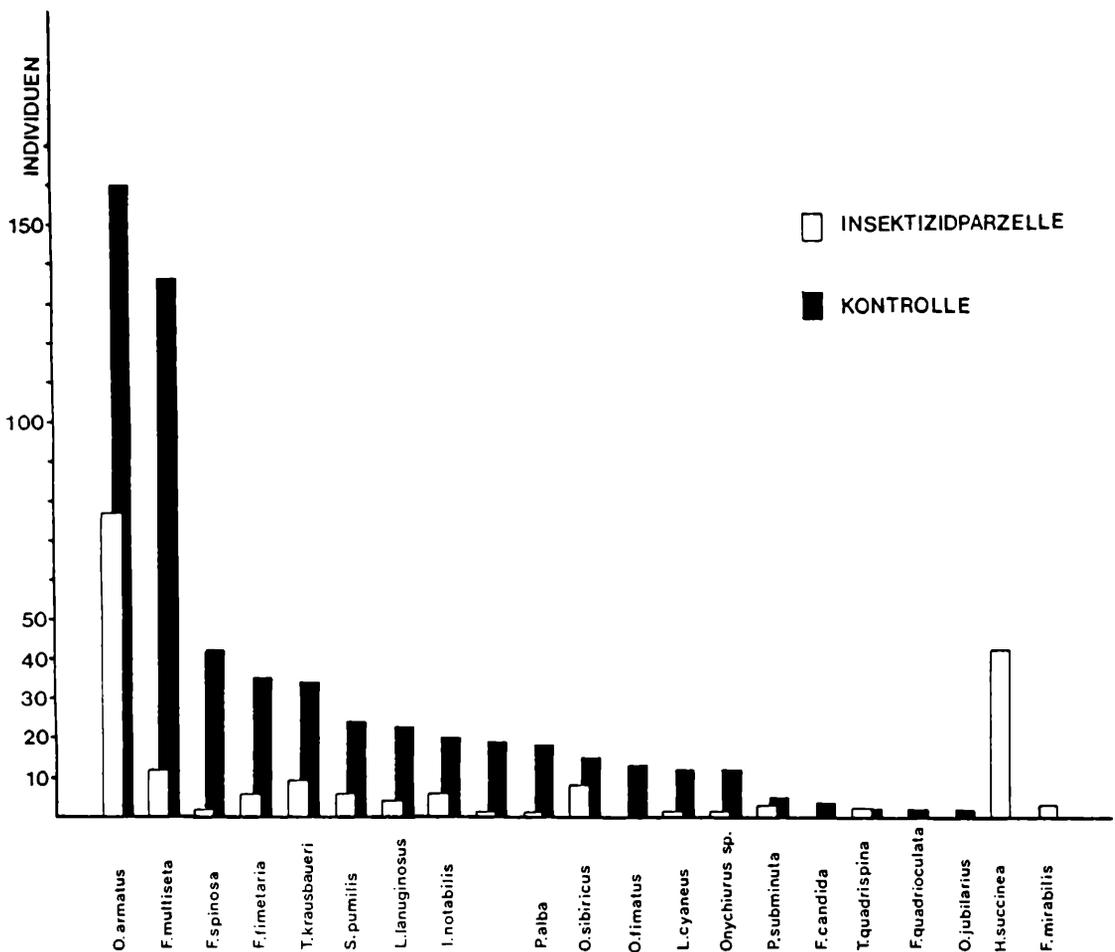
Häufige und doch dosierte Gülleanwendung wird in diesem Fall mit Sicherheit die Artstruktur der Population verändern.

4.5 Wirkung von Pflanzenschutzmitteln

Pflanzenschutzmittel haben sehr unterschiedliche Wirkmechanismen und zeigen deswegen auch sehr unterschiedliche Wirkung auf die Bodenfauna.

Eingehende Untersuchungen an verschiedenen Herbiziden, die auf Flächen mit Minimalbodenbearbeitung eingesetzt werden, haben keine primäre Auswirkung der Wirkstoffe auf die Bodenfauna gezeigt. Indirekte Auswirkungen über den Entzug an Futterpflanzen (Unkräuter) waren aber zu erkennen.

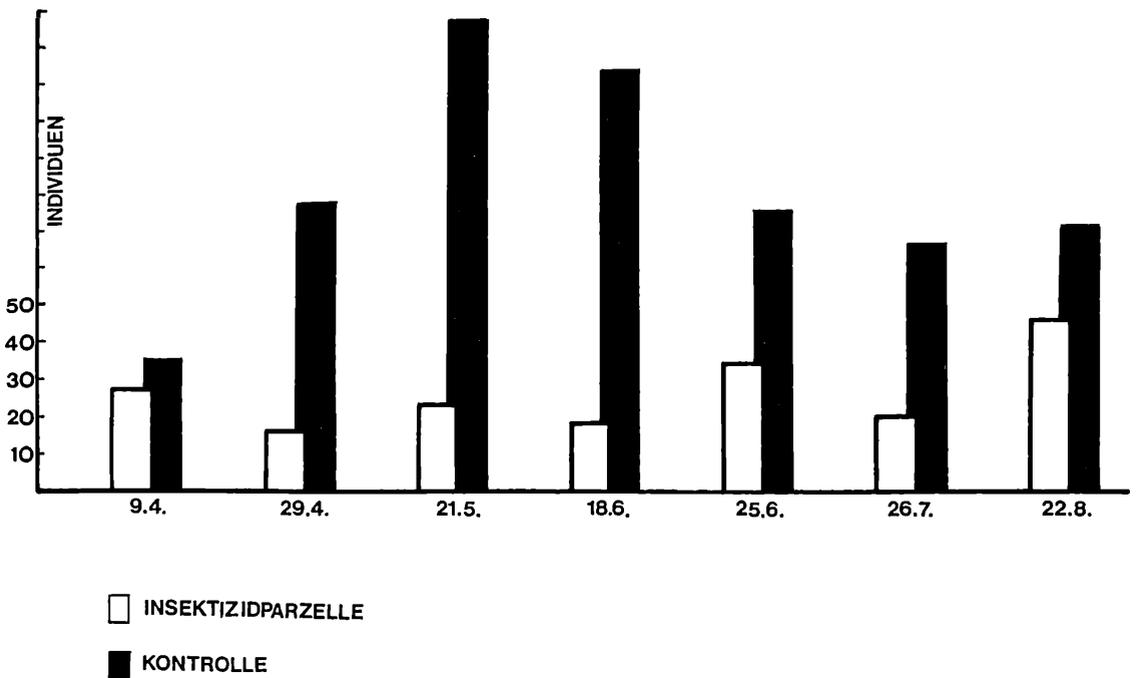
Andere Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln kön-



BL 3.2 LBP München

Abbildung 12

Vergleich der Collembolen-Taxazönose einer mit Insektizid behandelten und einer nicht behandelten Fläche. Die Zahlen sind Summenwerte aus 280 Berleseproben von je 100 ml Volumen.



BL 3.2 LBP München

Abbildung 13

Vergleich des Collembolenbesatzes auf einer mit Insektizid behandelten und einer nicht behandelten Fläche. Die Anwendung des Mittels erfolgte drei Tage vor der ersten Probenahme.

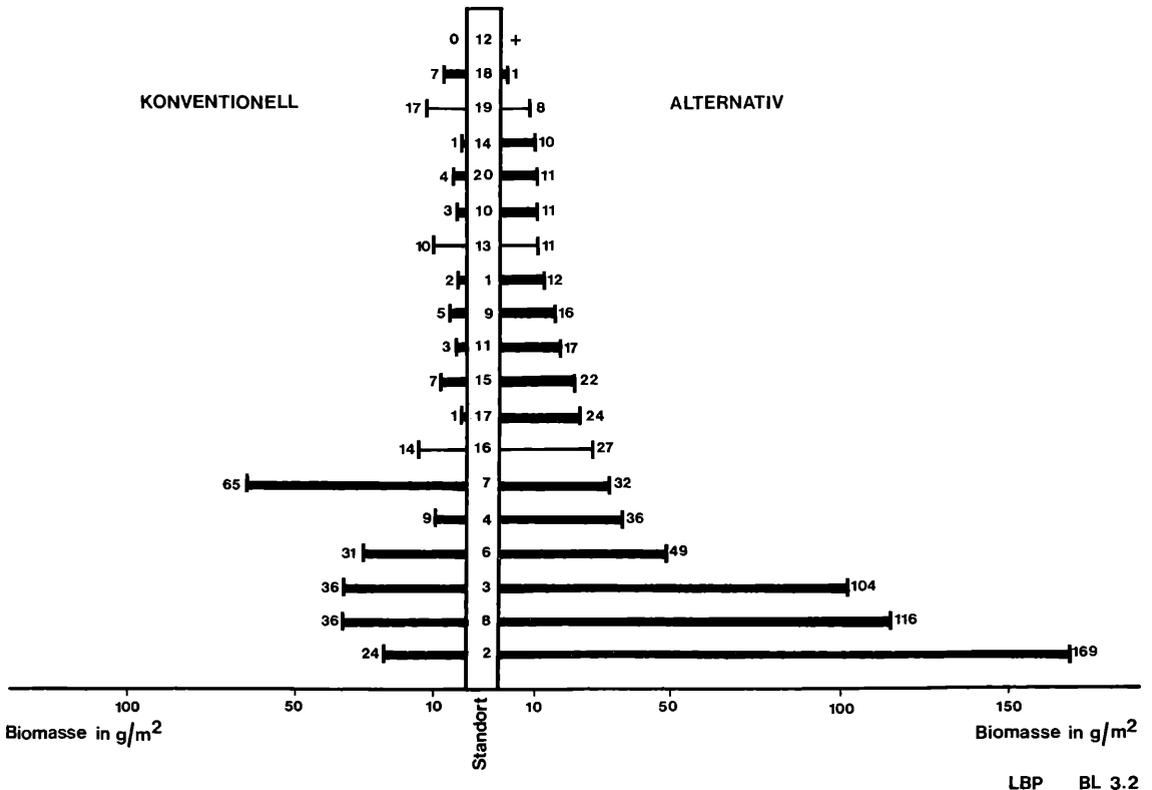


Abbildung 14

Biomasse von Regenwürmern auf konventionell und alternativ bewirtschafteten Flächen.

Auf jedem Standort (Kennzeichnung durch Ziffern in der Mittelsäule der Graphik) wurde je eine vergleichbare konventionell und alternativ bewirtschaftete Fläche untersucht. Links ist die Regenwurmbiomasse der konventionell bewirtschafteten, rechts die der alternativ bewirtschafteten Flächen dargestellt. Fett ausgezogene Linien bedeuten, daß die Unterschiede signifikant sind.

nen aber eine starke Wirkung auf die Bodenfauna zeigen.

Abbildung 12 zeigt die Wirkung eines Insektizids auf die Taxazönose edaphischer Collembolen.

Die Verringerung der Individuendichte ist noch längere Zeit nach der Anwendung des Mittels festzustellen. Dies zeigt Abbildung 13.

Eine Analyse des Artenspektrums ergab, daß die im Sommer ansteigende Populationsdichte nicht von einer Erholung der Frühjahrspopulation hergeleitet werden kann. Es ist vielmehr so, daß zu den Frühjahrsarten Sommerformen hinzutreten und so eine höhere Gesamtpopulation bewirken.

Auf Flächen alternativ oder integriert wirtschaftender Betriebe, auf denen durch pflanzenbauliche Maßnahmen (Fruchtfolge, Sortenwahl, mechanische Unkrautbekämpfung, standort- und pflanzen-gerechte Düngung) Pflanzenschutzmittel ersetzt werden, ist eine höhere Populationsdichte, Biomasse und Artenvielfalt bei Bodentieren zu finden. Gleichartige Tendenzen zeigen auch Untersuchungen der Carabidenpopulation, wie neu begonnene Vergleichsuntersuchungen auf alternativ und konventionell bewirtschafteten Flächen bereits jetzt schon erkennen lassen.

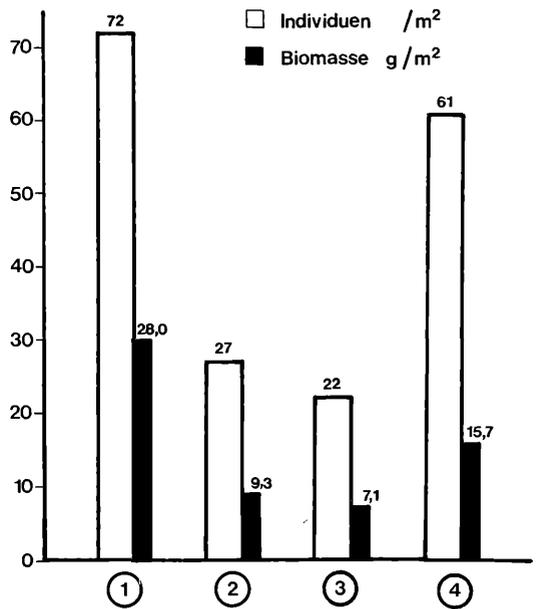
4.6 Landschaftspflegemaßnahmen und Bodenfauna

Landschaftspflegemaßnahmen berühren nicht unmittelbar die landwirtschaftliche Praxis. Da sie aber eine ökologisch wichtige Funktion in der landwirtschaftlichen Flur erfüllen (Rückzug und Wiederbesiedlung), müssen auch Veränderungen der Bodenfauna, die sich durch technische Maßnahmen in solchen Flächen ergeben, hier besprochen werden.

Landschaftspflegemaßnahmen werden häufig mit sehr großem technischen Aufwand unter Einsatz von Bodenbearbeitungsgeräten und chemischen Mitteln durchgeführt. Neue Pflanzungen müssen über mehrere Jahre gepflegt werden. Der Boden bleibt pflanzenfrei und unbedeckt. In derart kultivierten Flächen sind nur sehr wenig Bodentiere anzutreffen. Dies wird aus Abbildung 15 deutlich. In einer Heckenneuanpflanzung (3) ist noch nach zwei Jahren die Regenwurm-Individuendichte und Biomasse geringer als die der umgebenden Ödlandfläche. Es waren Arten der Ödlandfläche vorhanden, aber keine neuen, für Hecken typische Arten hinzugekommen.

Eine andere Hecke, die gleichzeitig aus einer alten Hecke heraus in die gleiche Ödlandfläche verpflanzt wurde (4), zeigte nach zwei Jahren höhere Individuendichten und Biomasse als die Ödlandfläche, in die sie verpflanzt wurde, aber einen geringeren Bestand als die alte Hecke (1), von der sie zur Verpflanzung entnommen wurde. Artstruktur und Artenzahl entsprechen jedoch der alten Hecke.

Gleichartige Tendenzen zeigen auch die Untersuchungen der epigäischen Arthropodenfauna, die noch nicht abgeschlossen sind. Genauso wie bei den direkt auf die Produktionsflächen wirkenden Maßnahmen wirkt auch bei Landschaftspflegemaßnahmen hoher Energieaufwand negativ auf Bodentierpopulationen, während einfache und auch kostensparende Methoden das Habitat weniger stören und dadurch mehr Raum für das Überleben von Bodentieren bieten.



BL 3.2

Abbildung 15

Regenwurm-Individuendichte und -Biomasse einer Heckenneuanpflanzung (3) und einer Ödlandfläche (2) auf der diese Heckenneuanpflanzung angelegt wurde. Im Vergleich dazu: Individuendichte und Biomasse einer in die gleiche Ödlandfläche verpflanzten Feldhecke (4) und dem Rest der Feldhecke (1) von der dieser Teil verpflanzt wurde. Die Aufnahmen wurden 2 Jahre nach der Neuanpflanzung bzw. Verpflanzung gemacht.

5. Kombinationswirkung von Maßnahmen in landwirtschaftlichen Systemen

In Abschnitt 4, 1–6 wurden beispielhaft die Auswirkungen einzelner landwirtschaftlicher Maßnahmen auf die Bodenfauna dargestellt.

In der landwirtschaftlichen Praxis werden aber nur selten isoliert einzelne Maßnahmen getroffen. Meist sind sie eingebunden in bestimmte Wirtschaftsweisen (intensiv, integriert, extensiv, alternativ) und abhängig von anderen Faktoren. So fordert beispielsweise hohe Stickstoffdüngung bei Getreide Wachstumsregulatoren, durch deren Anwendung dann der Einsatz von Fungiziden notwendig wird.

Die Kombinationswirkung von derartigen »Maßnahmenpaketen« auf die Bodenfauna ist stärker, als durch Addition von Einzelwirkungen zu erklären wäre.

Solche »multiplikativen« Wirkungen sind nicht nur zwischen Maßnahmen innerhalb eines Anbaujahres, sondern auch zwischen denen mehrerer Anbaujahre zu beobachten.

Bodenzoologische Untersuchungen an Betriebssystemen (Abbildung 16) haben einen starken Rückgang der Regenwurm-Individuendichte, -Biomasse und -Artendichte auf Flächen mit intensiven Wirtschaftssystemen gezeigt. Dies deckt sich auch mit den bisherigen Ergebnissen begonnener Untersuchungen der epigäischen Arthropodenfauna.

Die langjährige intensive Wirtschaftsweise hat die Bodentierpopulationen dezimiert, die langjährige extensive Bewirtschaftung hat sie auf ein Niveau gehoben, das auf bisher untersuchten Ackerflächen in Bayern noch nicht erreicht wurde.

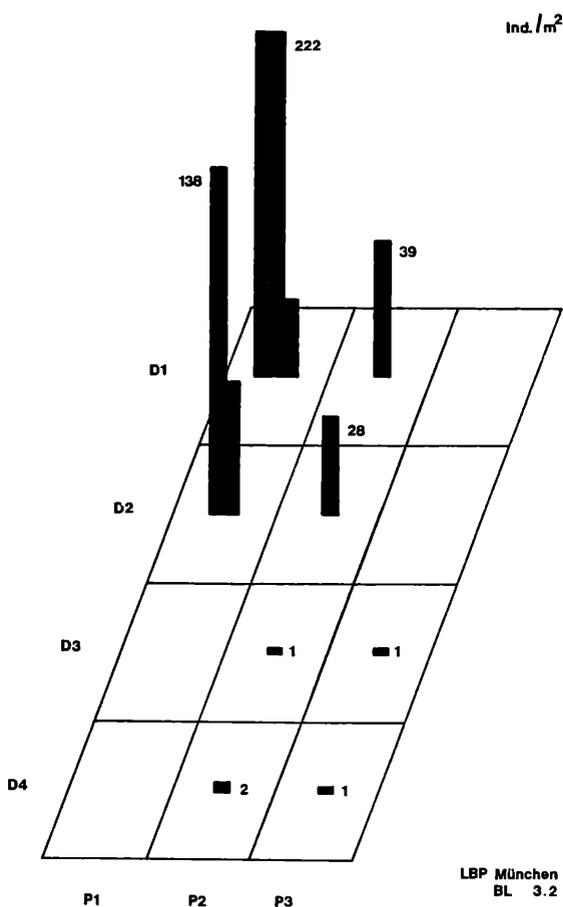


Abbildung 16

Regenwurmbiomasse auf Flächen eines langjährigen Versuchs zu intensiven und extensiven Betriebssystemen. D₁-D₄ = Düngungsvarianten von ausschließlich organischer Düngung über organische Düngung mit P-K-Ausgleich (P₂) bis zur maximalen Mineraldüngung. P₁-P₃ Pflanzenschutzvarianten von mechanischem bis zu prophylaktischem chemischem Pflanzenschutz. (Die Kombination P₁/D₃, P₁/D₄ und P₃/D₁ und P₃/D₂ waren im Versuch nicht angelegt. Auf den D₁-D₂-Kombinationen wurde in der 5-jährigen Fruchtfolge Rotklee, auf den D₃-D₄-Kombinationen wurden an dessen Stelle Zuckerrüben angebaut.)

6. Notwendigkeit das Bodenleben zu schonen

Zu bemerken ist, daß beim oben geschilderten Versuch der langjährige mittlere Ertrag auf den extensiv bewirtschafteten Parzellen wesentlich niedriger liegt als auf den intensiv bewirtschafteten. Hier wurde das Fehlen von Bodentieren und der Ausfall ihrer Wirkung für Nährstoffnachlieferung und Bodenstrukturverbesserung technisch durch Energieeinsatz (vgl. Abbildung 3) überdeckt bzw. unnötig gemacht.

Hierdurch wird jedoch der so erzielte hohe Ertrag verhältnismäßig teuer.

Wichtig - und für die Zukunft interessant - scheinen landwirtschaftliche Wirtschaftsweisen zu sein, die mit weniger Energieeintrag auskommen und zum Ausgleich die Tätigkeit der Bodenorganismen für die Ertragssicherheit und die natürliche Bodenfruchtbarkeit wieder nutzen und so einen Optimalertrag - beste Relation zwischen Kostenaufwand und Ertrag - erwirtschaften können.

Möglichkeiten, Bodentiere zu schonen, gibt es bei vielen Anlässen: Bodenbearbeitung, Fruchtfolge, Zwischenfruchtanbau, Vermeidung bloß daliegen-

den Bodens, Düngung, Anwendung »pflanzenbaulicher Pflanzenschutzmaßnahmen« und - auf die landwirtschaftliche Flur bezogen - Anlage möglichst wenig technisch überformter, naturbelassener Ausgleichsflächen (vgl. Abbildung 3 und Abschnitt 4, 1-6).

Schon die Berücksichtigung einzelner Punkte aus diesem Positivkatalog kann eine merkliche Verbesserung der Populationsdichte bei Bodentieren und den damit verbundenen positiven Wirkungen für ein landwirtschaftliches System bringen. So wie die für die Bodenfauna negativ wirkenden Faktoren eine Kombinationswirkung zeigen, zeigen auch die positiv wirkenden Faktoren eine sich in ihrer Kombination steigernde positive Wirkung auf die Bodentiere. Diese ist mit modernen Mitteln und Kenntnissen bei einer vorsorglichen Landbewirtschaftung heute unschwer zu erreichen.

7. Literaturhinweise

Die im Text stark verkürzt dargestellten Ergebnisse bodenzoologischer Untersuchungen sind, soweit sie bereits veröffentlicht wurden, in folgenden Veröffentlichungen ausführlich dargestellt. Dort finden sich auch weiterführende Literaturhinweise.

BAUCHHENSS, J. (1976/77):

Zur speziellen Problematik bodenzoologischer Untersuchungen. In: Berichte der Internationalen Symposien der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde. - R. Tüxen (ed.) Vegetation und Fauna 1976, 25-47.

— (1976):

Untersuchungen zur Collembolenfauna aus drei Zuckerrübenslägen in Bayern. - Bericht: OILB - Soil-Pests working group, Utrecht.

— (1982):

Artenspektrum, Biomasse, Diversität und Umsatzleistung von Lumbriciden auf unterschiedlich bewirtschafteten Grünlandflächen verschiedener Standorte Bayerns. Bayer. Landw. Jahrbuch 59, 119-124.

— (1982):

Wirkung belüfteter und unbelüfteter Gülle auf die Regenwurmfauna. Bericht über die 7. Arbeitstagung »Fragen der Güllerei« 1981 in Gumpenstein, 739-748.

— (1982):

Bedeutung der Bodentiere für Struktur und Gefügebildung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 34, 129-136.

— (1983):

Bodenzologische Untersuchungen - Abschlußbericht der Projektgruppe Güllebelüftung im Bayer. Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Manuskript.

— (1983):

Bodentiere und Bodenfruchtbarkeit. Schule und Beratung (III) 1-4.

BAUCHHENSS, J. u. HERR, S. (1986):

Vergleichende Untersuchungen der Individuendichte, Biomasse, Artendichte und Diversität von Regenwurmpopulationen auf konventionell und alternativ bewirtschafteten Flächen. Bayer. Landw. Jahrb. 63.

BAUCHHENSS, J. u. WEIGAND, G. (1974):

Untersuchungen zur Collembolenfauna auf zwei Zuckerrübenslägen in Bayern. Nachrichtenblatt des deutschen Pflanzenschutzdienstes 26, 246-253.

RUPPERT, W., STICHLMAIR, M., BAUCHHENSS, J. et al. (1985):

Daten und Informationen zum Gülleinsatz in der Landwirtschaft. Bayer. Landw. Jahrb. 62, 900-996.

Anschrift des Verfassers:

Oberregierungsrat Dr. Johannes Bauchhenß
Bayerische Landesanstalt für
Bodenkultur und Pflanzenbau
Menzinger Str. 54, 8000 München 19

Stickstoffumsetzungen und mikrobielle Aktivität in der Rhizosphäre

Günter Trolldenier

Seit mehr als 150 Jahren ist bekannt, daß Pflanzen Stickstoff zum Wachstum benötigen. Der Stickstoff ist häufig, sowohl unter natürlicher Vegetation als auch im Pflanzenbau, ein das Wachstum begrenzender Nährstoff. Nur ein sehr kleiner Teil des Bodenvorrats ist direkt pflanzenverfügbar. Überwiegend liegt er in den Huminstoffen organisch gebunden vor. Aus diesem Pool wird durch allmähliche Mineralisation (Ammonifikation) Ammonium freigesetzt. Erst das Ammonium, sowie das in durchlüfteten Böden daraus im Verlauf der Nitrifikation gebildete Nitrat, werden von den Wurzeln aufgenommen. Allerdings sind einige Pflanzen, die mit bestimmten N_2 -bindenden Mikroorganismen in Symbiose leben, weitgehend von mineralischem Bodenstickstoff unabhängig. Stickstoff ist ein sehr mobiles Element. Er macht einen ständigen Kreislauf zwischen der Atmosphäre, dem Boden und den Pflanzen durch. Die N-Umsetzungen sind teils physikalisch-chemischer, teils biologischer Art. Abbildung 1 veranschaulicht den N-Kreislauf in der Natur. Im folgenden sollen die biologischen N-Umsetzungen besprochen werden, die unmittelbar in der Wurzelzone, der Rhizosphäre, ablaufen und die für die Pflanzen von Bedeutung sind.

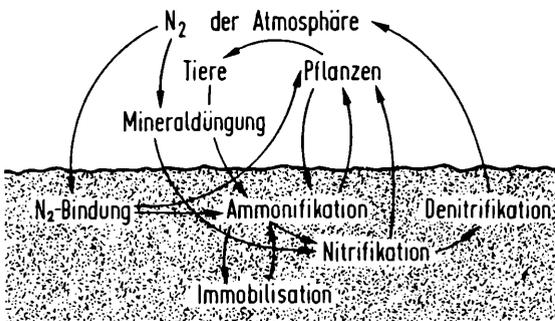


Abbildung 1

Stickstoffkreislauf in der Natur (TROLLDENIER 1971 a)

1. Stickstoffanlieferung zur Wurzel

Dem Antransport von Nährstoffen an die Wurzeln liegen drei Mechanismen zugrunde: Interzeption, Massenfluß und Diffusion. Der direkte Kontakt zwischen Wurzel und Nährionen (Interzeption), zu dem es kommt, wenn Wurzeln sich im Boden ausbreiten, reicht beim Stickstoff und den anderen Hauptnährstoffen für die Deckung des Bedarfs nicht aus. In weit größerem Maße spielen die beiden anderen Vorgänge eine Rolle. Beim Massenfluß werden im Bodenwasser gelöste Nährstoffe in dem Maße zur Wurzel transportiert wie die Pflanze Wasser aufnimmt. Entsprechend der Aufnahme der einzelnen Nährstoffe kann eine Ab- oder Zunahme der Konzentration in der Rhizosphäre eintreten. Halten sich Massenfluß und Aufnahme die Waage, bleibt die Konzentration gleich. Verarmt die Wurzelzone, kommt es zur Diffusion aus dem umliegenden Boden zur Wurzeloberfläche

hin (MERGEL u. KIRKBY 1982). In welchem Maße beide Vorgänge an der Nitratanlieferung beteiligt sind, hängt von den Wachstumsbedingungen ab (STREBEL et al., 1980). Sowohl für austauschbares Ammonium als auch für Nitrat ist eine Abnahme der Konzentration zur Oberfläche hin gemessen worden (COLDEWEY ZUM ESCHENHOFF 1985). Diese Vorgänge, sowie weitere Milieuveränderungen, die mit der Stickstoffaufnahme der Pflanze verbunden sind, haben für die Mikroorganismenaktivität in der Rhizosphäre Bedeutung.

2. Einfluß der Stickstoffform auf den pH-Wert in der Rhizosphäre

Die Form des von der Pflanze aufgenommenen Stickstoffs wirkt sich auf den pH-Wert der Rhizosphäre aus. Bei NO_3^- -Ernährung werden von der Wurzel vermehrt OH^- - bzw. HCO_3^- -Ionen abgegeben, was eine Erhöhung des pH-Wertes nach sich zieht, bei NH_4^+ -Ernährung vermehrt H^+ -Ionen, verbunden mit einer Erniedrigung des pH-Wertes in der Rhizosphäre (KIRKBY u. MENGEL 1967). Die Veränderung des pH-Wertes beträgt bis zu 3 pH-Einheiten und läßt sich durch pH-Indikatoren sichtbar machen (MARSCHNER et al., 1982). Auch bei Leguminosen, die Stickstoff durch symbiontisch lebende Rhizobien erhalten, tritt eine Versauerung der Rhizosphäre ein. Sie kommt dadurch zustande, daß Nitrat-N kaum aufgenommen wird. Bei der symbiontischen N-Ernährung ist die Summe der benötigten Kationen um ein Mehrfaches höher als die Anionensumme, was einen Netto-Efflux an Protonen aus der Wurzel in die Rhizosphäre bedingt (MENGEL u. STEFFENS 1982).

3. Wirkungen der Stickstoffernährung auf organische Wurzelauausscheidungen

Wurzeln reichern ihre Umgebung mit organischen Stoffen an. Die Wurzelspitze (Kalyptra) sondert, während sie sich ihren Weg durch den Boden bahnt, kohlenhydratreiche Schleimstoffe ab (Abbildung 2). Die äußeren Wurzelhaubenzellen werden abgestoßen. Außerdem setzen die jungen Wurzeln niedermolekulare organische Stoffe frei. Bei den Wurzelexsudaten handelt es sich hauptsächlich um organische Säuren, Zucker und Aminosäuren. Diese sind Nahrungsgrundlage der in der Rhizosphäre vorkommenden Mikroorganismen und zum großen Teil verantwortlich für den Rhizosphäreneffekt, d.h. die starke Förderung von Kleinlebewesen im Wurzelbereich. In einer Untersuchung mit Maispflanzen wurde gefunden, daß die Aminosäuren weniger als 2% ausmachen (Tabelle 1). Ihr geringer Anteil läßt auf ein weites C/N-Verhältnis schließen, was für die mikrobiellen Umsetzungen in der Rhizosphäre von Bedeutung ist. In älteren Wurzelabschnitten verkorken die Zellen der Rhizodermis und des Rindenparenchyms allmählich und sterben ab. Die bei der Autolyse freiwerdenden Zellinhalts-

Tabelle 1

Wurzelausscheidungen bei Mais¹⁾
(KRAFFCZYK, TROLLDENIER u. BERINGER, 1984)

Zucker	Organische Säuren		Aminosäuren		
mg g ⁻¹ Wurzeltrockensubstanz (WTS)			µg	g ⁻¹ WTS	
Glucose	7,4	Oxals.	2,0	Glutamis.	70,8
Arabinose	2,9	Fumars.	3,8	Asparagins.	63,3
Fructose	2,4	Äpfels.	0,3	Alanin	59,4
Saccharose	1,6	Citronens.	0,5	Glycin	39,0
		Bernsteins.	0,3	γ-Aminobutters.	30,1
		Benzoës.	0,2	Serin	26,2
		Aconits.	0,1	Arginin	31,0
		Weins.	0,1	Glutamin	12,3
				Valin	10,4
				Leucin	17,3
Σ in					
mg · g ⁻¹ WTS	14,3		7,3		0,4

¹⁾Anzucht 23 Tage in Wasserkultur unter sterilen Bedingungen

stoffe werden als Lysate bezeichnet und sind weitere Nahrungsquellen der Mikroorganismen (FOSTER et al. 1983). Bis zu 60% der Nettophotosyntheseprodukte gelangen zu den Wurzeln und mehr als 30% gelangen noch zu Lebzeiten der Wurzeln in den Boden (zit. nach FOSTER et al. 1983). Die Wurzelexsudation hängt von vielen Faktoren ab, u. a. der Pflanzenernährung. So schieden Sämlinge von *Pinus radiata* bei N-Mangel weniger Aminosäuren aus als bei optimaler Ernährung. Hingegen führt K-Mangel bei Weizen zu einem höheren Gehalt an Aminosäuren im Wurzelraum (TROLLDENIER 1971 a).

4. Wirkungen der Stickstoffernährung auf die Mikroflora der Rhizosphäre

Das reichliche Angebot an organischen Stoffen in der Rhizosphäre führt zu einer starken Vermehrung von Mikroorganismen und Vertretern der Mikro- und Mesofauna. Die Wurzelspitzen sind normalerweise noch keimfrei. Bei Sauerstoffmangel tritt allerdings auch hier schon Bakterienwachstum ein. Im Elektronenmikroskop erkennt man, daß der ausgesonderte Schleim abgebaut wird. Ältere Wurzelteile und die Wurzelhaare werden z. T. dicht von Bakterien besiedelt, wie sich im Fluoreszenzmikroskop zu erkennen gibt (Abbildung 3). In älteren Wurzelabschnitten werden auch die Rindenzellen kolonisiert (Abbildung 4). Die Stickstoffernährung der Pflanzen hat sowohl Bedeutung für den Befall der Wurzeln mit Pathogenen als auch für Aktivität saprophytischer Organismen. Während Wurzelkrankheiten, die durch *Fusarium*, *Rhizoctonia*, *Cercospora* u. a. verursacht werden, bei Nitratdüngung abnehmen, werden andere, deren Erreger *Gaeumannomyces*, *Pythium* und *Streptomyces* sind, gefördert. Ammoniumernährung hat einen umgekehrten Einfluß (HUBER u. WATSON 1974). Ausführliche Untersuchungen liegen über den Erreger der Schwarzbeinigkeit bei Weizen und Gerste, *Gaeumannomyces graminis*, vor. Zunehmende NH₄⁺-Ernährung verringerte seine Schadwirkung beträchtlich (Abbildung 5). Einher geht der positive Effekt einer Ammoniumernährung mit der erwähnten Erniedrigung des pH-

Wertes in der Rhizosphäre. Auf welche Weise Ammoniumernährung und geringere Schadwirkung zusammenhängen, steht noch dahin. Zu denken ist an eine Umschichtung der Rhizosphärenpopulation und eine Förderung antagonistischer Mikroorganismen (TROLLDENIER 1981). Jedenfalls haben Untersuchungen über den Einfluß der Stickstoffform auf die Bakterienbesiedlung an Weizenwurzeln und auf die Wurzelatmung gezeigt, daß bei Ammoniumernährung die Zahl der saprophytischen Bakterien an den Wurzeln um ein Vielfaches höher liegt als bei Nitraternährung. Gleichzeitig tritt eine gesteigerte Wurzelatmung auf (Tabelle 2). Auch die starke CO₂-Bildung könnte zu einer Beeinträchtigung des Schaderregers beitragen. Neben der N-Form bestimmt die Höhe des Stickstoffangebots die Besiedlungsdichte. Zunehmende N-Versorgung führt zu mehr Bakterien an den Wurzeln (u. a. TROLLDENIER 1971 b und c, TROLLDENIER u. v. RHEINBABEN 1981).

Tabelle 2

Bakterienbesatz an Weizenwurzeln und Wurzelatmung bei Ernährung mit verschiedenen Stickstoffformen¹⁾
(TROLLDENIER u. V. RHEINBABEN 1981)

	N-Form		
	NO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻ /NH ₄ ⁺	NH ₄ ⁺
Bakterienzahl 10 ⁶ g ⁻¹ Wurzel FS ²⁾	202	620	834
Wurzelatmung µl O ₂ Verbrauch · (h · g) ⁻¹	223	284	354
Wurzel FS GD% 103			
Sproß TS ³⁾ g · Gefäß ⁻¹	1,89	2,40	1,88
GD 5% 0,49			

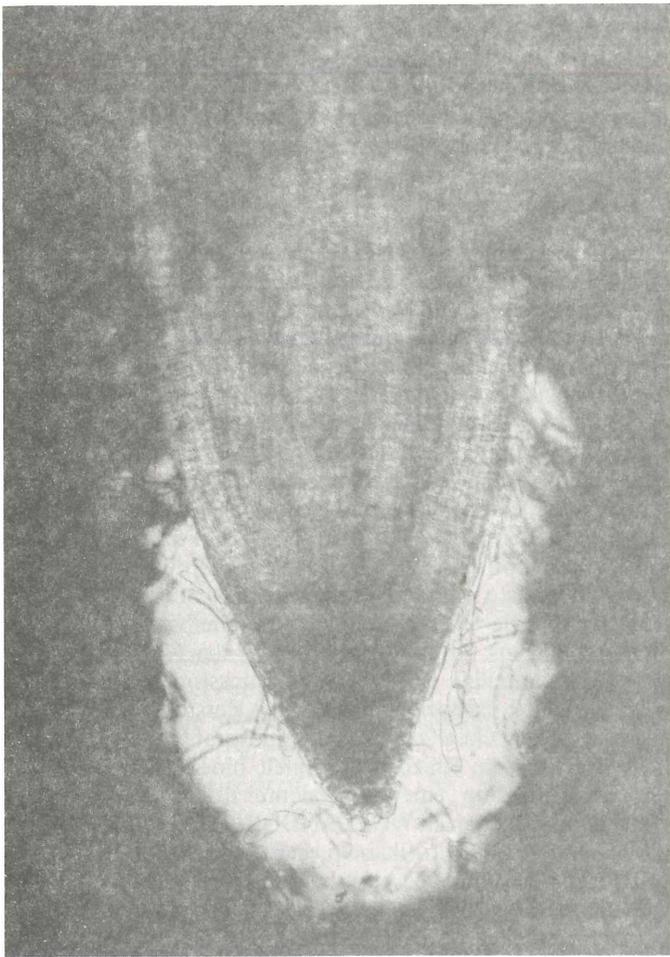
¹⁾ Anzucht 4 Wochen in Wasserkultur

²⁾ FS = Frischsubstanz

³⁾ TS = Trockensubstanz

5. Stickstoffmineralisierung und -immobilisierung

Schon lange ist bekannt, daß die Zufuhr frischen organischen Materials auch eine Mineralisierung stabiler Huminstoffe bewirkt. Dieser »Priming«-Effekt wird der Stimulierung der mikrobiellen Tätigkeit durch zugesetzte leichtabbaubare Substanzen



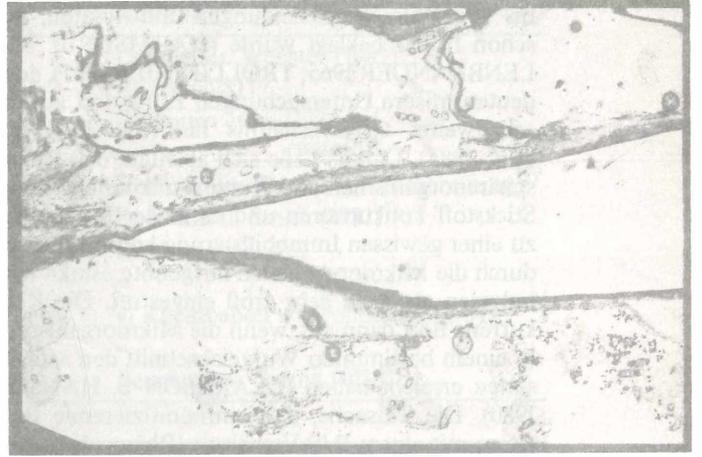
2

2 Wurzelspitze von Weizen, von Schleim umgeben. Die abgestoßenen Kalyptrazellen sind deutlich zu sehen.



3

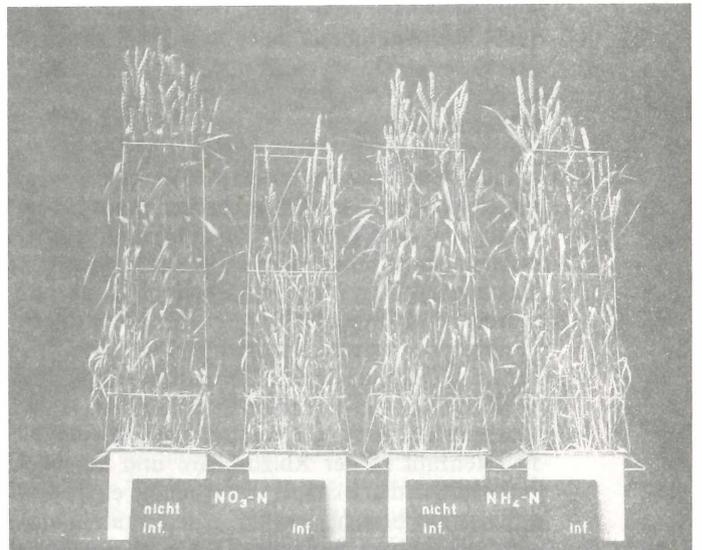
3 Wurzeloberfläche von Rotklee, dicht mit Bakterien besetzt (TROLLDENIER 1971 a).



4

4 Wurzelrinde in der Seitenwurzelzone von Weizen mit zahlreichen Bakterien (b) an der Wurzeloberfläche und in den äußeren Rindenzellen (TROLLDENIER u. HECHT-BUCHHOLZ 1984).

5 Wirkung von Nitrat- und Ammoniumernährung auf die Schwarzbeinigkeit bei Weizen. Jeweils links nicht infiziert, rechts mit *Gaeumannomyces graminis* infizierte Pflanzen.



5

zugeschrieben, wobei auch stabilere Verbindungen angegriffen werden (HARMSSEN u. KOLENBRANDER 1965). Eine ähnliche Wirkung geht von wurzelbürtigen Stoffen aus. Bereits bei LÖHNIS (1910) heißt es: »Die Wurzel­ tätigkeit der Kultur­ gewächse und anderer Pflanzen ist ebenfalls ein an der Humuszersetzung mitwirkender Faktor«. Mit dieser Frage hatte sich schon LIEBIG 1862 beschäftigt (nach LÖHNIS). Neuere Untersuchungen mit ^{14}C -markierten Pflanzen bestätigen die alten Überlegungen (HELAL u. SAUERBECK 1984). Auch die N-Mineralisation (Ammonifikation) wird durch Zusatz frischer organischer Stoffe gefördert. In bewachsenen Böden ist die N-Mineralisation im Vergleich zu Bracheböden zwar viel größer, doch kommt es gleichzeitig zu einer Immobilisierung. Diese kann auch Düngerstickstoff betreffen (BARTHOLOMEW u. CLARK 1950). Zwar gibt es nach wie vor keine verlässlichen Angaben über das C/N-Verhältnis von Wurzel­ ausscheidungen und -lysat­ en, was schon früher beklagt wurde (HARMSSEN u. KOLENBRANDER 1965; TROLLDENIER 1961), doch deuten unsere Untersuchungen zumindest auf ein sehr weites C/N-Verhältnis hin (KRAFFCYK et al. 1984). Daraus ließe sich ableiten, daß Rhizosphärenorganismen und Wurzeln um mineralischen Stickstoff konkurrieren und es in der Rhizosphäre zu einer gewissen Immobilisierung kommt. Dieser, durch die Mikroorganismen ausgeübte »sink« wird indessen als nicht sehr groß eingestuft. Die Konkurrenz hört dann auf, wenn die Mikroorganismen in einem bestimmten Wurzelabschnitt den »steady state« erreicht haben (CLARKSON u. HANSON 1980). Die Tatsache, daß ammonifizierende Bakterien mit einem R/S-Verhältnis (Rhizosphäre/Soil ratio) 50 einen deutlichen Rhizosphäreneffekt zeigen (ROUATT et al. 1960), besagt jedenfalls noch nicht, daß Ammonium auch freigesetzt wird.

6. Nitrifikation

Die Bedeutung der Nitrifikation in der Rhizosphäre ist seit den Anfängen der Rhizosphärenforschung (HILTNER 1904) umstritten gewesen. Später wurde angenommen, daß nitrifizierende Bakterien durch Wurzel­ ausscheidungen gehemmt würden (THERON 1951). Gelegentlich wurde aber auch ein positiver Rhizosphäreneffekt für Nitrifikanten gefunden (MOLINA u. ROVIRA 1964). Einen interessanten Hinweis gibt eine neuere Arbeit, wonach zwischen der Nitrifikantenzahl in der Rhizosphäre und der Nitrat­ reductase in den Blättern von *Plantago* eine positive Korrelation besteht, was auf eine Nitrat­ bildung in der Rhizosphäre hindeutet (SMIT u. WOLDENDORP 1981). Hierbei ergaben sich keine Anzeichen für eine Hemmung der Nitrifikanten. Eine geringere Nitrifikation in der Rhizosphäre hängt wohl mit der niedrigen Konzentration an austauschbaren Ammonium in Wurzel­ nähe zusammen (CAMPBELL 1985). Fixiertes, also fester gebundenes Ammonium scheint für Pflanzen und Mikroorganismen gleichermaßen schwer verwertbar zu sein. Ob eine Absenkung des pH-Wertes bei Ammonium­ ernährung der Pflanzen die Nitrifikation hemmt, ist bislang nicht untersucht worden. Es wäre denkbar, denn das pH-Optimum der nitrifizierenden Bakterien liegt im schwachalkalischen Bereich.

Schon unterhalb pH 6 läßt die Nitrifikation merklich nach.

Die wichtigsten Nitrifikanten sind chemoautotroph, vertreten hauptsächlich durch die Gattungen *Nitrosomonas*, *Nitrospira* und *Nitrosolobus*, die Ammonium zu Nitrit oxidieren und *Nitrobacter*, der den Oxidationsprozeß zu Nitrat vervollständigt.

7. Denitrifikation

Die Anwesenheit von Nitrat, entstanden durch Nitrifikation oder als Mineral­ dünger zugeführt, ist Voraussetzung für die Denitrifikation, einen allgemein als nachteilig angesehenen Prozeß. Zur Denitrifikation sind zahlreiche aerobe, meist heterotrophe Bakterien befähigt, u. a. viele Bacillen und Pseudomonaden. In Abwesenheit von Sauerstoff nutzen diese sauerstoffhaltige Stickstoff­ verbindungen, hauptsächlich Nitrat und Nitrit, als terminalen Elektronenakzeptor der Atmungskette. Dabei entstehen Distickstoffoxid (N_2O) und molekularer Stickstoff (PAYNE 1981). Die gasförmigen Stickstoffverluste mindern einerseits die Boden­ fruchtbarkeit, sie verringern andererseits die Nitrat­ auswaschung ins Grundwasser. Das bei der Denitrifikation anteilig freigesetzte Distickstoffoxid (Lachgas) wird darüber hinaus für die Zerstörung des stratosphärischen Ozonschildes mit verantwortlich gemacht. Die Rhizosphäre spielt hinsichtlich der Denitrifikation eine ambivalente Rolle. Begünstigend wirken nach WOLDENDORP (1963) die große Zahl von Denitrifikanten, der starke Sauerstoffverbrauch und die Ausscheidung von Elektronendonatoren. Dem stehen Wasser- und Nitrat­ aufnahme entgegen (v. RHEINBABEN u. TROLLDENIER 1984). Die schnellere Austrocknung bewachsenen Bodens läßt nach einer Feuchte­ periode wieder mehr Sauerstoff in den Wurzelraum eindringen und beseitigt somit anaerobe Verhältnisse. Bei ausreichendem Nitratangebot und gleichzeitigem O_2 -Mangel ist die Denitrifikation in der Rhizosphäre aber deutlich höher als im undurchwurzelten Boden (Abbildung 6). Niedriger Sauerstoffpartialdruck fördert die Denitrifikation, weil

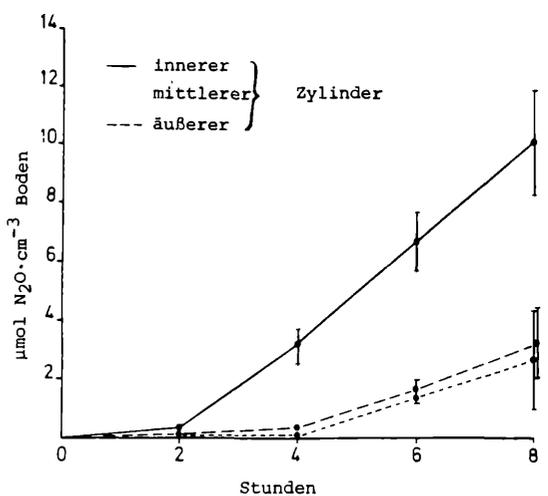


Abbildung 6

Denitrifikation im durchwurzelten (innerer) und im wurzelfreien Boden (äußere Zylinder).

Weizenwurzeln wuchsen, durch engmaschige Gaze begrenzt, in einem mittleren Zylinder. Dem schlossen sich zwei äußere wurzelfreie Zylinder an. Weitere Details bei (V RHEINBABEN u. TROLLDENIER (1984).

Tabelle 3

Denitrifikation und Wurzelfrischsubstanz 14-Tage alter Weizenpflanzen in Abhängigkeit von Lagerungsdichte und Wasserspannung des Bodens (Wollersheim, in Vorbereitung)

Lagerungs- dichte g/cm ³	Wasser- spannung pF	Gesamt- denitrifikation μmol N ₂ O · (Gef. 12h) ⁻¹	Wurzelfrisch- substanz g Gef. ⁻¹	Denitrifikations- intensität μmol N ₂ O · g WFS ⁻¹
1,3	2,3	2,05	5,65	0,40
1,3	1,7	7,17	4,78	1,50
1,6	2,3	1,85	4,47	0,44
1,6	1,7	7,61	3,27	2,49
	GD _{0,05}	3,91	0,97	1,11

Tabelle 4

N-Verluste durch Denitrifikation bei verschiedenen Kulturen

Kultur und N-Düngung	Jährliche N-Verluste in kg ha ⁻¹	Autoren
Sommergerste	11 - 22	Dowdell u. Webster (1983) ¹⁾
Grünland	11,3	Ryden (1981) ¹⁾
Grünland, 210 kg N ha ⁻¹	18 - 38	Colbourn et al. (1984 a) ¹⁾ (1984 b) ¹⁾
Winterweizen	7 - 13	
Winterweizen, 140 kg N ha ⁻¹	16 - 110	Colbourn u. Harper (in Vorbereitung) ¹⁾
Weide mit Gülle u. Mineraldüngung	40	Egginton u. Smith (1981) ¹⁾
Brache, 150 kg N ha ⁻¹	170	Frede et al. (1975)
Sommerweizen, 150 kg N ha ⁻¹	185	
Weidelgras, 320 kg N ha ⁻¹	1 - 2	v. Rheinbaben u. Trolldenier (1984)
Brache, 320 kg N ha ⁻¹	10	
Zuckerrüben, 180 kg N ha ⁻¹	12	Benckiser u. Syring (1985)

¹⁾ nach Colbourn u. Dowdell (1984)

die beteiligten Enzyme durch O₂ reprimiert werden, er fördert aber auch gleichzeitig die Wurzelexsudation, so daß die Bakterien zu stärkerer Vermehrung angeregt werden (TROLLDENIER 1971 b). Die damit zunehmende bakterielle Respiration beschleunigt den Sauerstoffschwund und verbessert die Bedingungen für anaerobe Prozesse. Zur Denitrifikation in der Rhizosphäre kommt es vermutlich schon, wenn noch nicht der ganze Wurzelraum anaerob ist, wenn also die Wurzeln noch ein gewisses Wachstum aufweisen. Darauf deuten Versuche mit Weizen hin, der bei verschiedenen Bodendichten und Wasserspannungen wuchs. Das mit höher Bodendichte bei niedriger Wasserspannung langsamer wachsende Wurzelsystem zeigte zwar keine höhere Gesamtdenitrifikation, wohl aber fand an den Wurzeln eine intensivere Denitrifikation statt (Tabelle 3).

Welche Stickstoffverluste durch Denitrifikation entstehen, ist schwer abzuschätzen. Die Angaben in der Literatur sind sehr unterschiedlich, was zum einen an methodischen Unzulänglichkeiten liegen mag, zum anderen aber auf die starke Empfindlichkeit dieses Prozesses gegenüber Umweltfaktoren zurückzuführen ist (Tabelle 4).

8. Stickstoffbindung

In natürlichen Ökosystemen, die das Klimaxstadium erreicht haben, halten sich Stickstoffverluste und -gewinne die Waage (CHARLEY u. RICHARDS 1983). Dessen ungeachtet ist, wie eingangs erwähnt wurde, Stickstoff häufig ein die Pri-

märproduktion begrenzender Faktor. Das gilt auch für extreme Standorte, z. B. die Tundra (TIESZEN u. DETLING 1983).

Weil intensive Landwirtschaft ohne Substitution des mit den Ernten entzogenen Stickstoffs nicht möglich ist, wurde der biologischen N₂-Bindung schon frühzeitig Aufmerksamkeit geschenkt. Ihre Erforschung wurde in den letzten anderthalb Jahrzehnten außerordentlich intensiviert (TROLLDENIER 1984). Die symbiotische Stickstoffbindung bei Leguminosen, Erlen, usw., soll hier nicht erörtert werden, da sie ausschließlich im Pflanzeninnern erfolgt. Doch gehen auch einige der frei lebenden Stickstoffbinder mit den Pflanzenwurzeln eine so enge Beziehung ein, daß man von Semisymbiosen und assoziativer Stickstoffbindung spricht. Es gilt als ziemlich sicher, daß vielfach die verantwortlichen Bakterien nicht nur in der Rhizosphäre und an der Wurzeloberfläche vorkommen, sondern auch in die Wurzeln eindringen. Über die ersten derartigen Assoziationen berichtete DÖBEREINER, so 1961 über das Vorkommen von *Beijerinckia* in der Rhizosphäre von Zuckerrohr und 1966 von *Azotobacter* (neuerdings *Azorhizophilus*) *paspali*, an Wurzeln des tropischen Bahiagrasses, *Paspalum notatum* (nach DÖBEREINER u. DE-POLLI 1981). *Beijerinckia* wurde auch bei Reis nachgewiesen. In der Rhizosphäre zahlreicher Pflanzen wurden *Azospirillum lipoferum* und *A. brasilense* entdeckt. Stickstoffbindende *Pseudomonas*arten fand man bei Gräsern, Reis und anderen Pflanzen. JAGNOW (1984 a) zählt noch weitere Organismen auf, die an den verschiedenen Pflanzen vorkommen. *Azoto-*

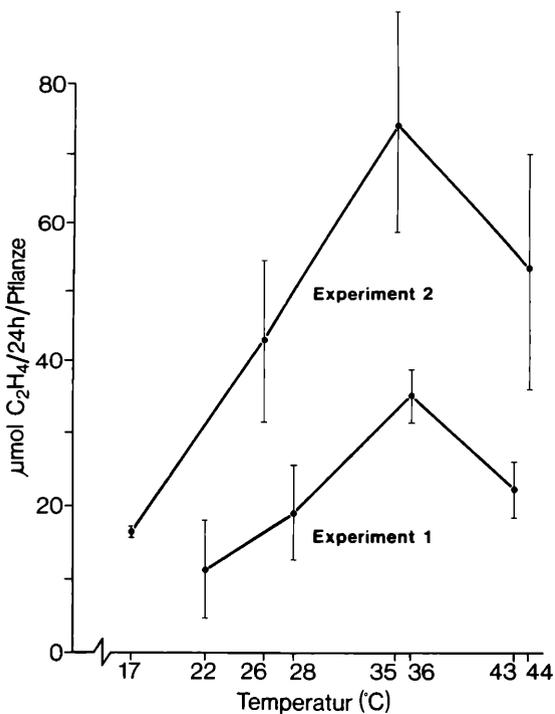


Abbildung 7

Nitrogenaseaktivität an Wurzeln intakter Sumpfreispflanzen in Abhängigkeit von der Bodentemperatur (TROLLDENIER 1982)

bacter chroococcum, dem früher das Hauptinteresse galt, scheint in der Rhizosphäre weniger angereichert zu werden als andere Stickstoffbinder. Die Aktivität des für die N₂-Fixierung verantwortlichen Enzyms Nitrogenase wird durch hohe Temperaturen (Abbildung 7) und niedrigen Sauerstoffpartialdruck begünstigt. Sie hängt von der Anlieferung geeigneter organischer Verbindungen (Kohlenhydrate, organische Säuren) ab. Unter tropischen Bedingungen angebaute Sumpfreis scheint besonders von der assoziativen N₂-Bindung zu profitieren. Angaben über erzielte Stickstoffgewinne sind sehr unterschiedlich (Tabelle 5). Stickstoffbindende Bakterien müssen das Nahrungsangebot mit anderen in weit höheren Zahlen vorkommenden Rhizosphärenorganismen teilen. Verschiedentlich wird bezweifelt, ob die ausgeschiedenen organischen Stoffe mengenmäßig ausreichen - zumindest bei

Tabelle 5

Bindung von Luftstickstoff durch Assoziationen zwischen Wurzeln und Azospirillum (nach Idris et al., 1981)

Pflanzenart	N ₂ -Bindung	
	g · (ha · Tag) ⁻¹	kg · (ha · Wachstumsperiode) ⁻¹
Mais	bis 2000	
Mais u. Sorghum	< 4	
Mais u. Sorghum	2,8	
Hirse	2-3	
Hirse	40-200	
Hirse u. Guineagrass	600	39-42
Sumpfreis		4,8-5,9
Sumpfreis		28
Gräser (Brasilien)	15-51	
Gerste	100-200	5-10

Getreideanbau in gemäßigttem Klima - um eine substantielle N₂-Bindung zu gewährleisten (BARBER u. LYNCH 1977).

Es hat nicht an Anstrengungen gefehlt, durch Impfung des Saatguts oder des Bodens mit effektiven Bakterien größeren Nutzen aus der assoziativen N₂-Bindung zu ziehen. Berichtet wird über erfolgreiche Versuche mit *Azospirillum* (JAGNOW 1984b, KAPULNIK u. OKON 1983). Die erzielten Mehrerträge werden z. T. auch mit phytohormonalen Effekten in Zusammenhang gebracht. Bestrebungen sind im Gange assoziativ stickstoffbindende Bakterien genetisch zu manipulieren und die für die N₂-Bindung verantwortlichen nif-Gene auf andere Rhizosphärenbakterien zu übertragen (EVANS et al. 1985).

Es bleibt festzustellen, daß in natürlichen Ökosystemen die N-Gewinne sicher die Verluste ausgleichen. Bei intensivem Ackerbau kann die assoziative N₂-Bindung nur zum Teil den mit der Ernte erfolgenden N-Austrag substituieren.

9. Zusammenfassung

Im Kontaktraum Boden/Pflanze, der Rhizosphäre, spielen sich alle den Stickstoffkreislauf ausmachenden Prozesse ab. Allerdings überwiegen während des Pflanzenwachstums die Aufnahme durch die Pflanze und der Einbau in N-haltige Inhaltsstoffe. Der »sink« den die Pflanze für den Bodenstickstoff darstellt, beeinflusst die mikrobiellen N-Umsetzungen und weitere mikrobielle Aktivitäten in der Rhizosphäre. Je nach vorherrschender Ammonium- oder Nitraufnahme verändert die Pflanze die Milieubedingungen im Wurzelraum, was sowohl für autotrophe, als auch für saprophytische und pathogene Mikroorganismen von Bedeutung ist. Organische Wurzelaußscheidungen fördern die Rhizosphärenmikroflora und bewirken eine stärkere Mineralisation bodenbürtiger organischer Verbindungen. Der bei dieser Ammonifikation freiwerdende Ammoniumstickstoff wird teilweise in den Rhizosphärenorganismen wieder immobilisiert, bedingt durch das weite C/N-Verhältnis der Wurzelaußscheidungen und -lystate. Da die Ammoniumkonzentration an der Wurzeloberfläche durch pflanzliche Aufnahme abgesenkt ist, läuft die Nitrifikation offenbar vielfach in geringerem Maße ab als im undurchwurzelten Boden. An die Wurzeln transportiertes Nitrat kann unter ungünstigen Umständen, bei vollständiger oder partieller Anaerobiose, durch Denitrifikation der Pflanze verloren gehen.

Einen Ausgleich schafft, global gesehen, die mikrobielle Stickstoffbindung. Sie hat nach bisheriger Kenntnis für die Ernährung der Pflanzen nur in Sumpfböden, z. B. für Reis und sonst nur dann eine Bedeutung, wenn die stickstoffbindenden Bakterien in die Wurzelrinde der Pflanzen eindringen.

10. Literaturverzeichnis

- BARBER, D. A. u. LYNCH, J. M. (1977): Microbial growth in the rhizosphere. *Soil Biol. Biochem.* 9, 305-308.
- BENCKISER, G. u. SYRING, K. M. (1985): Erfassung und Modellierung gasförmiger Stickstoffverluste einer Parabraunerde. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 41, 441-450.

- BARTHOLOMEW, W. V. u. CLARK, F. E. (1950): Nitrogen transformations in soil in relation to the rhizosphere microflora. – Trans. 4th Intern. Congr. Soil Sci., Amsterdam 2: 112–113.
- CAMPBELL, R. (1985): Plant microbiology; E. Arnold, London.
- CHARLEY, J. L. u. RICHARDS, B. N. (1983): Nutrient allocation in plant communities: Mineral Cycling in terrestrial ecosystems; In: LANGE, O. L., NOBEL, P. S., OSMOND, C. B. u. ZIEGLER, H. (Eds.): Physiological plant ecology IV. Vol. 12 D, S. 5–45.
- Ecosystem Processes: Mineral cycling, productivity and man's influence. Springer Berlin – Heidelberg – New York.
- CLARKSON, D. T. u. HANSON, J. B. (1980): The mineral nutrition of higher plants. – Ann. Rev. Plant Physiol. 31, 239–298.
- COLBOURN, P. u. DOWDELL, R. J. (1984): Denitrification in field soils. – Pl. Soil 76, 213–226.
- COLDEWEY – zum ESCHENHOFF, H. (1985): Der Einfluß von Pflanzen und Mikroorganismen auf den Gehalt an nicht austauschbarem NH_4^+ in Lössböden. Dissertation Fachbereich Gartenbau der Univ. Hannover.
- DÖBEREINER, J. u. DE-POLLI, H. (1981): Nitrogen fixing rhizocoenoses; In: SCOTT RUSSEL, R., IQUE, K. u. MEHTA, Y. R. (Eds.): The soil/root system in relation to brasilian agriculture. – Funcaçãr Inst. Agron. do Paraná. S. 175–198.
- EVANS, H. J., BOTTOMLEY, P. J. u. NEWTON, W. E. (Eds.) (1985): Nitrogen fixation research progress; M. Nijhoff, Dordrecht – Boston – Lancaster.
- FOSTER, R. C., ROVIRA, A. D. u. COOK, T. W. (1983): Ultrastructure of the root-soil interface. – Am. Phytopathol. Soc., St. Paul, Minn.
- FREDE, H. G., GEBHARDT, H. u. MEYER, B. (1975): Größe, Ursachen und Bedingungen von Boden- und Dünger-N-Verlusten durch Denitrifikation aus dem A_p -Horizont einer Acker-Parabraunerde aus Löß. Mittlg. II: Freiland-Versuche mit verschiedenen N-Düngerformen, Brache und Bewuchs sowie CO_2 -Messungen. – Göttinger Bodenkundl. Ber. 34, 167–213.
- GRINEVA, G. M. (1961): Excretion by plant roots during brief periods of anaerobiosis. – Fiziologiya Rastenii 8, 686–691. – Transl. in: Am. Inst. Biol. Sci. 8, 549–552.
- HARMSSEN, G. W. u. KOLENBRANDER, G. J. (1965): Soil inorganic nitrogen; In: BARTHOLOMEW, W. V. u. CLARK, F. E. (Eds.) Soil nitrogen. – Am. Soc. Agron. Madison, Wisconsin S. 43–92.
- HELAL, H. M. u. SAUERBECK, D. R. (1984): Influence of plant roots on C and P metabolism in soil. Pl. Soil 76, 175–182.
- HILTNER, L. (1904): Über neuere Erfahrungen und Probleme auf dem Gebiete der Bodenbakteriologie unter besonderer Berücksichtigung der Gründüngung und Brache. – Arb. Dtsch. Landwirtschafts-Gesellsch. 98, 59–78.
- HUBER, D. M. u. WATSON, R. D. (1974): Nitrogen form and plant disease. Ann. Rev. Phytopathol. 12, 139–165.
- JAGNOW, G. (1984 a): Stickstoffbindende Bakterien in der Rhizosphäre I. Bindungsraten im Freiland, Artenvielfalt und Verbreitung. – Kali-Briefe 17, 341–350.
- (1984 b): Stickstoffbindende Bakterien in der Rhizosphäre. II. Physiologie von Azospirillum im Wurzelbereich, Einfluß des Genotyps der Wirtspflanze und Ertragerhöhungen durch Pflanzenbeimpfung. Kali-Briefe 17, 351–358.
- KAPULNIK, Y. u. OKON, Y. (1983): Benefits of Azospirillum inoculation on wheat: Effects on root development, mineral uptake, nitrogen fixation and crop yield; In: KLINGMÜLLER, W. (Ed.): Azospirillum II. Genetics, physiology, ecology; Birkhäuser, S. 163–170.
- KRAFFCZYK, I., TROLLDENIER, G. u. BERINGER, H. (1984): Soluble root exudates of maize: Influence of potassium supply and rhizosphere microorganisms. – Soil Biol. Biochem. 16, 315–322.
- KIRKBY, E. A. u. MENGEL, K. (1967): Ionic balance in different tissues of the tomato plant in relation to nitrate, urea or ammonium nutrition. – Plant Physiol. 42, 6–14.
- LÖHNIS, F. (1910): Handbuch der landwirtschaftlichen Bakteriologie. – Gebr. Borntraeger, Berlin, S. 571 ff.
- MARSCHNER, H., RÖMHELD, V. u. OSSENBERG-NEUHAUS, H. (1982): Rapid method for measuring changes in pH and reducing processes along roots of intact plants. – Z. Pflanzenphysiol. 105, 407–416.
- MENGEL, K. u. KIRKBY, E. A. (1982): Principles of plant nutrition. – Intern. Potash Inst., Berne.
- MENGEL, K. u. STEFFENS, D. (1982): Beziehungen zwischen Kationen/Anionen-Aufnahme von Rotklee und Protonen-Abscheidung der Wurzeln. – Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 145, 229–236.
- MOLINA, J. A. E. u. ROVIRA, A. D. (1964): The influence of plant roots on autotrophic nitrifying bacteria. – Can. J. Microbiol. 10, 249–257.
- PAYNE, W. J. (1981): Denitrification; John Wiley and Sons. New York.
- RHEINBABEN, v. W. u. TROLLDENIER, G. (1984 a): Influence of plant growth on denitrification in relation to soil moisture and potassium nutrition. – Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147, 730–738.
- (1984): Denitrifikation im Freilandversuch mit Weidelgras. Landwirtschaft. Forsch. 37, 175–180.
- ROUATT, J. W., KATZNELSON, H. u. PAYNE, T. M. P. (1960): Statistical evaluation of the rhizosphere effect. – Soil Sci. Soc. Am. Proc. 24, 271–273.
- SMIT, A. J. u. WOLDENDORP, J. W. (1981): Nitrate production in the rhizosphere of Plantago species. – Pl. Soil 61, 43–52.
- STREBEL, O., GRIMME, H., RENGER, M. u. FLEIGE, H. (1980): A field study with ^{15}N of soil and fertilizer nitrate uptake and of water withdrawal by spring wheat. – Soil Sci. 130, 205–210.
- THERON, J. J. (1951): The influence of plants on the mineralization of nitrogen and the maintenance of organic matter in the soil. – J. agric. Sci. 41, 289–296.
- TIESZEN, L. L. u. DETLING, J. K. (1983): Productivity of grassland and Tundra; In: LANGE, O. L., NOBEL, P. S., OSMOND, C. B. u. ZIEGLER, H. (Eds.): Physiological plant ecology IV. Vol. 12 D S. 173–203
- Ecosystem Processes: Mineral cycling, productivity and man's influence. Springer Berlin – Heidelberg – New York.
- TROLLDENIER, G. (1961): Die Bedeutung der Rhizosphärenorganismen für die Pflanze. – Landwirtschaft. Forsch. 15. Sonderh. 101–109.
- (1971 a): Bodenbiologie – Die Bodenorganismen im Haushalt der Natur; Kosmos Franckh, Stuttgart.

— (1971 b):
Einfluß der Stickstoff- und Kaliumernährung von Weizen und der Sauerstoffversorgung der Wurzeln auf Bakterienzahl, Wurzelatmung und Denitrifikation in der Rhizosphäre. - Ztrbl. Bakter. II, 126, 130-141.

— (1971 c):
Einfluß der Kalium- und Stickstoffernährung von Weizen auf die Bakterienbesiedlung der Rhizosphäre. - Landwirtschaftl. Forschung 26/II. Sonderh. 37-46.

— (1981):
Abhängigkeit der Schwarzbeinigkeit bei Weizen von Bodenfaktoren und Düngung. - Kali-Briefe 15, 793-808.

— (1982):
Effect of soil temperature on nitrogen fixation on roots of rice and reed. - Pl. Soil 68, 217-221.

— (1984):
Die assoziative Stickstoffbindung im Wurzelbereich - Ergebnisse und Erwartungen. - Forum Mikrobiologie 7, 154-161.

TROLLENIER, G. u. HECHT-BUCHHOLZ, CH.
(1984):
Effect of aeration status of nutrient solution on microorganisms, mucilage and ultrastructure of wheat roots. Pl. Soil, 80, 381-390.

TROLLENIER, G. and RHEINBABEN, von W. (1981):
Root respiration and bacterial population of roots. I. Effect on nitrogen source, potassium nutrition and aeration of roots. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 144, 366-377.

WOLDENDORP, J. W. (1963):
The influence of living plants on denitrification. - Meded. Landbouwhogeschool Wageningen 63, 1-100.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Günter Trolldenier
Landwirtschaftliche Forschungsanstalt Bünthehof
Bünteweg 8
3000 Hannover 71

Der derzeitige Stand der Abfallaufbereitung durch Kompostwürmer

Otto Graff

1. Einleitung

Lange bevor die »Wurmkompostierung« als solche entdeckt wurde, waren Regenwürmer an Kompostierungsvorgängen beteiligt, gab es Kompostwürmer. Ohne absichtliches Zutun des Menschen ist der europäische Kompostwurm *Eisenia foetida* wahrscheinlich schon während der Römerzeit in Mitteleuropa verbreitet worden. Seine Urheimat dürfte in Vorderasien liegen, wo er z. B. in den Bergen am Südrande des Kaspischen Meeres unter der Rinde morscher Bäume noch heute »wild« vorkommt.

Wo auf dem Lande oder in städtischen Haus- und Schrebergärten Abfälle ungeordnet oder gezielt gelagert werden, stellt sich dieser Wurm alsbald ein. Er lebt in allen alten Gartenkolonien, und die Miststätten in den Dörfern waren bis vor kurzem voll von ihm, sofern der Dünger dort einige Zeit liegengeblieben war.

2. Wurmkompostierung von Stallmist

Nach dem letzten Kriege haben die sog. biologisch-dynamisch wirtschaftenden Betriebe, welche die Kompostierung von Stallmist seit langem übten, mehr Aufmerksamkeit gefunden. Den pfleglichen Umgang mit dem Produktionsfaktor Stallmist erforderte die damalige Notlage. Daß die biologisch-dynamischen Landwirte die Besiedlung ihrer Komposte mit Regenwürmern förderten, kam in die Presse und fand Nachahmer.

Ein besonders eifriger Wegbereiter der Wurmkompostierung von Stallmist war der Cellerar der Benediktinerabtei Gerleve bei Coesfeld in Westfalen, Pater Augustin Hessing (1897–1978). Er mußte im Konzentrationslager Dachau im Auftrage der damaligen Machthaber Versuche über Humuswirtschaft, biologische Anbauverfahren, sowie über Einflüsse von Pflanzenauszügen und von Regenwürmern auf das Wachstum machen. Nach Kriegsende wieder in seinem Kloster führte er diese Untersuchungen weiter und stellte die von ihm geleitete Klosterlandwirtschaft darauf ein.

An der in Österreich errichteten Reichsanstalt für Alpine Landwirtschaft wurden Untersuchungen über die Wirksamkeit von Kleintieren in Böden und Komposten angestellt. Sie mündeten seit 1947 in die Versuchstätigkeit des Instituts für Humuswirtschaft in Braunschweig-Völkenrode ein, dessen Direktor Professor Dr. Walter Sauerlandt die Stallmistkompostierung mit und ohne Regenwürmer wissenschaftlich untersuchen ließ.

Als leicht kompostierbar erwiesen sich die festen Exkremate aller Haussäugetiere mitsamt der Einstreu. Der größte Teil der Jauche mußte abgetrennt sein. Hühnermist erfordert wegen seines hohen Gehaltes an Stickstoffverbindungen und der daraus resultierenden Gefahr der Ammoniakentbindung große Mengen von Zuschlagstoffen für die Kompostierung, wodurch das Verfahren erschwert wird.

Reiner Geflügelkot wird von den Kompostwürmern abgelehnt.

Die Völkenroder Düngungsversuche mit Wurmkomposten aus Stallmist erbrachten gute Ertragsresultate, eine willkommene Nebenwirkung war die Verbesserung des Humusgehaltes der behandelten Böden.

Der höhere Arbeits- und Zeitaufwand für die Kompostbereitung hat indessen viele Betriebe von der Einführung dieser Methode abgehalten, oder sie mußten sie im Laufe der Zeit wieder aufgeben. Die heutigen Verfahren der Flüssigmistgewinnung und -ausbringung sind für *Eisenia foetida* nicht mehr günstig. Damit dürfte die Wurmkompostierung von Stallmist zur Zeit in der westdeutschen Landwirtschaft nur wenig Bedeutung haben.

3. Heimkompostierung von organischen Hausabfällen

Es gibt aber genügend andere organische Abfälle zumal in den Haushalten, die leider zum großen Teil in den Müll wandern. Ein paar Zahlen mögen das Problem veranschaulichen. Im Jahre 1980 gab es in der Bundesrepublik ca. 25 Millionen Haushalte. Das Müllaufkommen je Haushalt wurde für das genannte Jahr auf 1 Tonne berechnet, wovon ca. 40% organische Anteile waren. Die Beseitigungskosten je Haushalt betragen damals DM 80,- im Jahr.

Von den Haushalten befanden sich 5,3 Millionen in Ein- und 2,5 Millionen in Zweifamilienhäusern. Das Müllaufkommen aller Ein- und Zweifamilienhäuser hat somit ca. 7,8 Millionen Tonnen betragen, davon 3,1 Millionen Tonnen an organischen Abfällen (Eisenia GmbH 1982).

Da die Ein- und Zweifamilienhäuser zum größten Teil etwas Garten besitzen, brauchte hier der organische Abfall gar nicht zum Müll gegeben zu werden, sondern könnte im Garten kompostiert und verwendet werden. In den Außenbezirken der Städte gibt es bereits viele Familien, die sich auf diesem Wege ein gutes Bodenverbesserungsmittel selber herstellen. Für diese sog. Heimkompostierung gibt es Kompostierbehälter im Handel (LANG 1983), sie lassen sich aber aus Altmaterial, z. B. hölzernen Paletten, leicht selber herstellen.

4. Was ist bei der Heimkompostierung zu beachten?

Kompostbereitung, mit oder ohne die Beteiligung von Regenwürmern, ist nur sinnvoll, wenn das Ausgangsmaterial aus gering- oder unbelasteten Abfällen besteht. Der Zweck ist, neben der Verringerung des Volumens, vor allem die Humifizierung zu fördern und die vorhandenen Pflanzennährstoffe so aufzubereiten, daß sie in den Nährstoffkreislauf möglichst verlustarm wieder eingeführt werden können.

Die Wurmkompostierung ist im Vergleich zur Kom-

postierung ohne Würmer, deshalb effektiver, weil durch die Fraßtätigkeit dieser Tiere die Zerkleinerung der Stoffe beschleunigt wird. Es werden Wurmkremente (Wurmlosung) gebildet, die sich von denen unserer Haustiere dadurch unterscheiden, daß sie schon humifizierte Anteile und neben den übrigen organischen Resten viel Mineralteilchen enthalten, denn die Würmer fressen stets etwas Bodenmaterial mit. Man nennt den fertigen Wurmkompost daher auch »Wurmerde«.

Beim Beginn der Kompostierung ist deshalb darauf zu achten, daß man stets etwas Bodenmaterial zwischen die Abfallstoffe einmischt. Ja, man kann sandige Böden mit solcher Wurmerde allmählich verbessern, wenn man in den für sie bestimmten Wurmkompost tonhaltige, sorptionsfähige Erde einstreut, während tonige Böden mit der Zeit leichter zu bearbeiten sein werden, wenn sie mit dem Kompost kleine Gaben von Sand erhalten.

5. Abfallkompostierung durch die Gemeinden

Mehrere Kommunen in Westdeutschland sind dabei, Erfahrungen über die getrennte Erfassung organischen Mülls und dessen Kompostierung zu sammeln.

Um den organischen Abfall aus Mehrfamilienhäusern für sich allein zu gewinnen, ist die Aufstellung besonderer Behälter erforderlich. Auch die Abfuhr muß getrennt erfolgen und schließlich muß ein geeigneter Platz für die Kompostanlage vorhanden sein.

Neben dem organischen Anteil des Hausmülls können auch andere organische Abfallprodukte von Regenwürmern verarbeitet werden z. B. solche aus Stadt- und Friedhofsgärtnereien, aus Gemüse- und Obstmärkten und aus der Lebensmittel- und Pharmaindustrie.

Allerdings gibt es schon seit 25 bis 30 Jahren kommunale Müllkompostanlagen, welche den aus den Städten angefahrenen Müll so sortieren, daß der Teil, der die organischen Stoffe enthält, kompostiert werden kann. Hierzu sind spezielle Arbeitsverfahren und Trennanlagen erfunden worden, für welche die Konstrukteure und Hersteller Patente besitzen.

Indessen kann es kaum sinnvoll sein, erst alles zusammenzukippen und hernach wieder zu trennen. Denn beim wahllosen Vermischen von organischem und anorganischem Abfall, wird der erstere, der ja kompostiert werden und als Reifkompost dem Boden wieder zugeführt werden soll, mit anorganischen Schadstoffen – Schwermetallen vornehmlich, aber auch Glassplittern – belastet, die mit keiner noch so aufwendigen Technik wieder zu entfernen sind. Deshalb sind derartige, einst als Fortschritt gepriesene Müllkompostanlagen heute veraltet. Die Anwendung so gewonnener Komposte würde über die Jahre hinweg die damit behandelten Böden mit schädlichen Fremdstoffen anreichern.

Auch die Regenwürmer, die in solchen Komposten leben, beladen sich mit Schadelementen, besonders Cadmium, Quecksilber und Arsen, aber auch mit Kupfer, Zink und Nickel. Der in diesem Zusammenhang manchmal geäußerte Gedanke, schwermetallakkumulierende Organismen als Extraktoren für belastete Substrate zu nutzen, kann freilich nicht verfolgt werden. Denn bei maximal 8% möglicher Wurmbiomasse im Kompost von 60% Trocken-

substanz sind letztlich nur ca. 2% Trockenbiomasse gewinnbar. Damit können keine wesentlichen Reduzierungen der Gesamtgehalte an Schadelementen bewirkt werden (FLECKENSTEIN und GRAFF 1982).

Wenn wir die Kompostierung der organischen Abfälle und in Sonderheit die Regenwurmkompostierung als umweltfreundliche Alternative zu dem heute noch geübten Umgang mit unserem Unrat empfehlen, so liegt dem die Überzeugung zugrunde, daß wir mit den Pflanzennähr- und Humusgrundstoffen sparsam umgehen sollten. Was aus dem Erdboden erzeugt wurde, soll nach Gebrauch in der Regel diesem wieder zugeführt werden. Die Nährstoffversorgung unserer landwirtschaftlichen und gärtnerischen Kulturen könnte mit den Komposten zum Teil, die Humusversorgung nahezu ganz bewerkstelligt werden, wenn man sie zusätzlich zu der Verwendung von Mist und Gülle heranzieht.

6. Klärschlammaufbereitung

Kommunale Klärschlämme werden wohl in den meisten Fällen – mit oder ohne Vorbehandlung in Faultürmen – in Absetzbecken verbracht, wo sie einen großen Teil ihres Wassergehaltes durch Versickerung und Verdunstung verlieren. Der schließlich stichfeste Klärschlamm ist klebrig und deshalb schwer hantierbar. Bei der Ausbringung als Dünger läßt er sich nur mit Mühe gleichmäßig verteilen. Man geht daher vielfach dazu über, bereits den Flüssigschlamm auf die zu düngenden Flächen zu verteilen.

Eine Kompostierung von stichfestem Material würde den Wassergehalt noch weiter verringern, zusätzlich aber durch die Umwandlung in Wurmkrümel die Streufähigkeit wesentlich verbessern.

Dabei ist zu beachten, daß aerob gewonnener Klärschlamm sofort von den Würmern angenommen wird, anaerober Schlamm dagegen erst nach einer intensiven Belüftungsphase (LOEHR et coaut. 1984).

Neben Versuchen mit Mietenkompostierung von vorentwässertem Schlamm wurde Frischschlamm mit nur 3 bis 5% Trockenmasse an Regenwürmer verfüttert, die in einem Trägersubstrat aus Holzspänen lebten. Bei ausreichender Populationsdichte verzehrten die Würmer den täglichen Schlamm-anfall sofort. Das überschüssige Wasser wurde durch das Substrat gefiltert und in Drainageröhren abgeführt (CAMP DRESSER u. McKEE 1982).

Vielfach wird in kommunalen Müllkompostwerken auch mit Zusätzen von Klärschlamm gearbeitet (»Müll-Klärschlammkompost«), wobei aber die oben besprochene Problematik nicht geringer wird. Ein weiteres, ganz einfaches Verfahren lehnt sich an vorhandene alte Kläranlagen an: der Schlamm wird in den Trockenbeeten durch Einbringen von Stroh und/oder Holzabfällen locker gehalten. Dann *Eisenia foetida* eingesetzt, verzehrt den Schlamm an Ort und Stelle und verhindert anaerobe Zonen. Hier ist keine zusätzliche Technik erforderlich. Lediglich der fertige Klärschlammkompost wird vor seiner Verwendung bzw. vor dem Verkauf durch ein Rotationssieb, einen sog. Wurmseparator, gegeben, um die Würmer zu entfernen und sie von neuem in andere Absetzbecken zu überführen (KNOLL, mdl. Mitt.).

Neuere Versuche in Schweden ergaben die besondere Eignung eines tropischen Regenwurms aus der Gattung *Perionyx* zur Verarbeitung von Klärschlamm (BIRKNER 1986).

Für die Verwendung von Klärschlämmen und Klärschlammprodukten gibt es im übrigen gesetzliche Vorschriften (Klärschlammverordnung), in welchen die tolierierbaren Schadstoffgehalte festgelegt sind. Grundsätzlich gilt auch für die Wurmkompostierung von Klärschlämmen das oben bezüglich der festen Abfälle einschränkend Gesagte (BEYER 1981).

7. Weitere Schadstoffprobleme

Es ist bekannt, daß mit DDT belastete Regenwürmer wurmfressende Vögel gefährden. Andere Pflanzenschutzmittel, z. B. Dieldrin, reduzieren das Wachstum junger und die Kokonproduktion erwachsener Würmer (VENTER und REINECKE 1985). Einige Herbizide *scheinen* für Regenwürmer unschädlich zu sein, sofern die Tiere nicht unmittelbar mit den Mitteln in Berührung gebracht werden. Insektizide und Nematizide, die gegen bodenbewohnende Schädlinge angewandt werden, gefährden Regenwürmer gleichermaßen. Mit Pflanzenschutzmitteln behandeltes Material kann daher die Wurmkompostierung behindern.

An dieser Stelle sei vermerkt, daß Regenwürmer wegen ihrer Empfindlichkeit als Testtiere im Rahmen der Bestimmungen des Umweltchemikaliengesetzes herangezogen werden sollen (BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT, Richtlinien, 1984).

8. Hygienische Probleme

Insbesondere bei der Kompostierung von Klärschlämmen tritt die Frage auf, inwieweit Krankheits-erreger bzw. deren Eier oder Dauerstadien überdauern können. Das ist einmal abhängig von den erreichten Temperaturen, zweitens von der Dauer der Kompostierung, drittens von der Überlebensfähigkeit der Erreger selbst. Regenwürmer reduzieren in kompostiertem Klärschlamm die Dichte von *Salmonella enteritidis typhimurii*. Spulwurmeier passieren den Wurmdarm ungeschädigt. Die Frage des Überlebens von Schadorganismen ist zweifellos noch längst nicht genügend geklärt. Allerdings dürfte dies dann unwichtig sein, wenn nur Abfälle aus dem eigenen Haushalt oder Garten verwendet werden, wobei jedoch zu beachten ist, daß man auch von bestimmten Pflanzenkrankheiten befallenes Material von der Kompostierung besser ausschließt. Hierüber geben die Berater in den Gartenvereinen Auskunft.

9. Produktion von Würmern und Wurmerde als Handelsware

In Westdeutschland befassen sich zur Zeit ungefähr 30 Firmen oder Privatpersonen mit dem Verkauf von Würmern oder Wurmerde. Ein Nachweis inländischer und einiger ausländischer Lieferanten ist vom »Förderverband zur Nutzbarmachung von Wurmulturen«, Kapellenstr. 25, 6200 Wiesbaden, gegen Rückporto zu erhalten. Ferner gibt es heute in fast allen europäischen Ländern kommerzielle Wurmvermehrter, die mitunter auch in der deutschen Fachpresse inserieren.

In den Vereinigten Staaten und Kanada soll es in den 70er Jahren 50000 »earthworm breeder« gegeben haben. Um 1981 waren nur noch 10% davon im Geschäft. Einen ähnlichen Verlauf nahm die kommerzielle Wurmkuultur (Vermiculture) in Japan. Die Verwendung von Regenwürmern in der Abfallwirtschaft war Gegenstand internationaler Tagungen: 1978 in Syracuse (New York), 1980 in Kalamazoo (Michigan), 1981 in Grange-over-Sands (England). Den Schwerpunkt »Kommerzielle Verwertung« hatten Tagungen 1983 in Rom, 1984 in Cambridge (England) und 1985 in Bologna und Capri (Italien).

Außer dem o.g. westdeutschen Verband gibt es m. W. in Nordamerika, Dänemark, England, Frankreich, Italien und den Niederlanden ähnliche Zusammenschlüsse von Wurmkuulturinteressenten.

Auf den Philippinen wurde unter der Marcos-Regierung das Wurmgeschäft gefördert. Man hoffte, für viele kleine Landwirte ein zusätzliches Einkommen zu schaffen. Dort wurden seit 1982 zwei internationale, mehr auf asiatische Interessenten zielende Tagungen über Wurmfragen abgehalten, die aus öffentlichen Mitteln finanziert wurden. Wie ich soeben (Oktober 1986) erfahre, ist das Thema auch wieder Gegenstand eines für 1987 vorbereiteten Kongresses, zu dem an erster Stelle die neue Präsidentin Corazon Aquino einlädt.

10. Qualität der Wurmerde

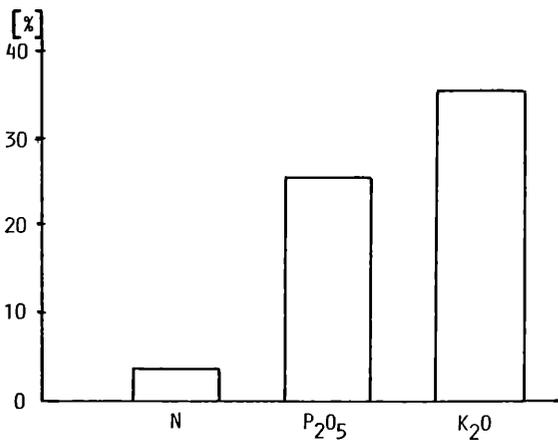
Bei den »Wurmzüchtern« stand ursprünglich die Produktion von Angelködern oder von Kompostwürmern zum Verkauf im Vordergrund. Doch bald wurde festgestellt, daß das bei diesem Prozeß anfallende Altsubstrat, welches zum großen Teil aus Wurmexkrementen besteht, ebenfalls Interessenten findet. Weil das den jeweiligen Betrieben zur Verfügung stehende Ausgangsmaterial, d. h. das Wurmfutter, von ganz verschiedener Qualität war, konnte das Endprodukt nicht gleichmäßig ausfallen. Die Anbieter versprachen jedoch oft Wunderwirkungen von der Anwendung ihres Produkts. So wurden verschiedentlich Analysen von Wurmerden angefertigt. Eine darüber gemachte Veröffentlichung, die sich auf 11 im Handel angebotene Produkte bezieht, sei hier auszugsweise wiedergegeben (GRANTZAU 1984):

Gesamtnährstoffgehalte und organische Substanz von Regenwurmerden in Prozent der Trockenmasse (Mittel- und Grenzwerte aus n = 11)

Org. Substanz	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
40	1.4	1.3	1.0
(28-50)	(0.9-2.0)	(0.6-2.4)	(0.4-2.1)

Der Gehalt an verfügbarem Stickstoff war in den untersuchten Regenwurmerden im Vergleich zum Phosphor- und Kaliumgehalt zu gering. Untersuchungen über das Verhalten des Stickstoffs bei Anwendung der Wurmerden im Freiland stehen aus. Die Wurmerden waren ferner, gemessen an ihrem Düngewert, meistens zu teuer.

Die wesentliche Feststellung ist, daß ein Produkt mit solch niedriger Stickstoffverfügbarkeit nicht als Dünger verwendet werden kann, ohne daß man zusätzlich löslichen Stickstoff gibt. Als reine Pflanzeerde wäre ein derartiger Kompost wegen der hohen Werte der anderen Nährstoffe auch nicht zu empfehlen.



Pflanzenverfügbare Nährstoffe in Prozent vom Gesamtgehalt (Mittel aus n = 11)

Um die kommerzielle Verwertung von Wurmkomposten zu fördern, muß man möglichst bald Kriterien für Qualitätsanforderung und -kontrolle finden. Hierfür hat das Umweltbundesamt im Sommer 1985 zu einer Besprechung eingeladen, die noch zu keiner Einigkeit geführt hat.

Immerhin hat die Behörde eingesehen, daß die Wurmkompostierung eine umweltrelevante Maßnahme ist und möchte dazu beitragen, daß einschlägige Bestrebungen nicht in eine Sackgasse geraten. Das könnte dann geschehen, wenn von den Erzeugern, wie schon so oft, weiterhin in der Werbung unzutreffende oder überzogene Angaben gemacht werden.

11. Wurmbiomasse

Den Zoologen ist bekannt, daß viele Säugetiere und Vögel, Reptilien und Amphibien, selbstverständlich auch Fische, Regenwürmer fressen, wenn sie sie zufällig erlangen können, oder indem sie ihnen gezielt nachstellen. Dachs und Fuchs, Igel, Maulwurf und Spitzmaus, von den Vögeln Möven, Krähen, Amseln, Stare sowie viele Eulenarten verzehren in ihren jeweiligen Biotopen alljährlich tonnenweise Regenwürmer, ohne daß diese Einbuße den Bestand merklich verringert (Mac DONALD 1983). Regenwürmer haben, wie es oft bei wehrlosen Tieren zu beobachten ist, eine hohe Vermehrungsrate.

Der Mensch hat nur in geringem Umfang Regenwürmer verfolgt. Einige Naturvölker schätzen sie ihres knochenlosen Fleisches wegen und bereiten nach Entfernen oder Reinigen des Darmes eine eiweißreiche Zusatzspeise (SCHLENKER 1974). Der Europäer wirft sie nur gelegentlich dem Hausgeflügel vor. Die Zoologischen Gärten in aller Welt kaufen Regenwürmer als Futter für gefangene Vögel und Reptilien. Ihr Bedarf schuf den haupt- oder nebenberuflichen Wurmfänger (WILCKE 1939).

In den Geflügelzüchterzeitungen waren immer einmal Anleitungen zu lesen, wie man sich einen »Wurmhaufen« oder ein »Wurmbeet« zu Fütterungszwecken anlegen kann. Das gewerbliche Vermehren von Regenwürmern und die dabei öfter entstandene »Überproduktion« hat in neuerer Zeit die Frage des Verfütterns von diesem Überfluß nahegelegt. Die in den 70er Jahren auftretende

Knappheit an Fischmehl veranlaßte Wissenschaftler in Nordamerika, Australien, Deutschland, England, Italien und Japan sich um den Nahrungswert von Regenwürmern zu kümmern.

Zunächst wurde festgestellt, daß die Eiweißwertigkeit getrockneter Würmer, anfangs wurde hauptsächlich *Eisenia foetida* untersucht, der von Fischmehl und anderen Futtermehlen kaum nachsteht. So gibt es inzwischen eine zahlreiche, mehr oder weniger ernsthafte Literatur über die Verfütterung von Wurmmehl, getrockneten oder frischen Würmern an Schweine, Masthähnchen und Teichfische, wobei Ergebnisse aus Australien, den Philippinen und Südafrika besonders beachtenswert sind. Deutsche Stellen erwägen, die Wurmkompostierung in armen Entwicklungsländern einzuführen, um billiges Eiweißfutter für Geflügel zu produzieren, wobei im Vordergrund steht, die Versorgung der Bevölkerung mit eiweißhaltiger Nahrung zu verbessern.

12. Ausblick

Nach der Überzeugung des Verfassers gibt es gute Gründe dafür, die Wurmkompostierung in der Abfallwirtschaft einzuführen und ihr einen festen Platz zu geben. Wenn dies bis heute nur in ganz unbefriedigendem Umfang zustande gekommen ist, so gibt es dafür eine Reihe von Gründen.

Einmal wird »der« Regenwurm immer noch von vielen als ekelhaftes Tier angesehen, von anderen als Gegenstand mehr oder weniger geistreicher Scherze belächelt. Ein schwerwiegendes Hindernis liegt in der Dominanz der Techniker und Ingenieure in der Abfallwirtschaft. Die Biologie ist hier zu einer Hilfswissenschaft patentsüchtiger Konstrukteure geworden, die natürlich keine Chance auslassen, die einfache und billige Kompostiermethode in Mißkredit zu bringen.

Schließlich sind die »Aktiven« der Regenwurmszene oft selber schuld, sie versprechen das Blaue vom Himmel, um eine schnelle Mark zu machen. Auf diese Weise sind viele gutgläubige Interessenten um das Anlagekapital für eine eigene »Wurmwirtschaft« gebracht worden.

Man kann nur hoffen, daß trotz aller Hemmnisse die an sich vernünftige Idee der Wurmkompostierung künftighin in der Praxis durchsetzbar sein wird. Die biologischen Voraussetzungen sind weitgehend von der Wissenschaft geklärt. Neben dem europäischen Kompostwurm sind mittlerweile andere geeignete Arten, meist tropischer Herkunft gefunden worden.

Was vor allem fehlt, ist die Unterstützung von Beispielsanlagen der Wurmkompostierung durch öffentliche Stellen. Videant consules!

13. Literatur

A. Tagungsberichte

(1) HARTENSTEIN, R. (editor) (1978): Utilization of soil organisms in sludge management. Conference Proceedings, Syracuse N.Y. College of Environmental Science and Forestry (The State University of New York); 19 Titel, 171 S.

(2) APPELHOF, Mary (editor) (1980): Workshop on the role of earthworms in the stabilization of organic residues, Proceedings. Western Michigan University, Kalamazoo; 28 Titel, 315 S.

(3) SATCHELL, J. E. (editor) (1983):
Earthworm ecology from Darwin to vermiculture. (Bericht des »Darwin Centenary Symposium on Earthworm Ecology, Grange-over-Sands 1981); Chapman & Hall, London-New York; 41 Titel (davon 11 über Wurmkompostierung) 495 S.

(4) TOMATI, U., GRAPPELLI, A. (Herausg.) (1983):
Simposio internazionale sulle prospettive agricole ed ecologiche della lombricoltura. – Rom; 19 Titel, 184 S.

(5) International conference on earthworms in waste and environmental management. 23.-27. August 1984, Cambridge, England (Bericht 1986 noch nicht erschienen).

(6) Convegno Internazionale sul lombrico. 31.3. – 5.4.1985 Bologna – Carpi (Bericht 1986 noch nicht erschienen).

B. Einzelarbeiten

BEYER, W. N. (1981):
Metals and terrestrial earthworms. – In: M. Appelhof (ed.) wie oben (2), S. 137 – 150.

BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1984):
Toxizitätstest am Regenwurm *Eisenia foetida* (Savigny) in künstlichem Boden.

BIRKNER, L. (1986):
Earthworms, a new resource for production of protein and humus from sewage sludge. – Proc. 2nd Intern. Gothenburg Symposium, Berlin. 245 – 254.

CAMP DRESSER & Mc KEE (1981):
Vermicomposting of municipal solid wastes and municipal waste water sludges. – In: M. Appelhof (ed.) wie oben (2), 207 – 219.

EISENIA GmbH (1982):
Merkblatt Heimkompostierung; Wiesbaden.

FLECKENSTEIN, J. und GRAFF, O. (1982):
Schwermetallaufnahme aus Müllkompost durch den Regenwurm *Eisenia foetida*. – Landbauforschung Völnrode 32, 198 – 202.

GRANTZAU, E. (1984):
Regenwurmerde für den Gartenbau? – Taspo-Magazin, H. 8, 32 – 33.

KNOLL, H. (1984):
Mündl. Mitteilung; Brisighella/Italien.

LANG, Siegfried (1983):
Vergleich handelsüblicher Kompostierungsbehälter. Eine Untersuchung zur Kompostierung organischer Haushaltsabfälle mit Hilfe von Regenwürmern. – Diplomarbeit Fak. Biologie, Univ. Heidelberg, 85 S.

LOEHR, R. C., MARTIN, J. H., NEUHAUSER, E. F., MALECKI, M. R. (1984):
Waste management using earthworms. Engineering and scientific relationship. – (Final project report. Dept. Agric. Engin. Cornell Univ.) New York, 118 S.

Mac DONALD, D. W. (1983):
Predation on earthworms by terrestrial vertebrates. – In: J. E. Satchell (ed.) wie oben (3), S. 393 – 414.

SCHLENKER, E. (1974):
Sammeln, Zubereiten und Essen von Würmern. – Beiheft zum Film E 1784 aus: E. Wolf, Editor: Encyclopaedia Cinematographica. 11 S.

VENTER, J. M. and REINECKE, A. J. (1985):
Dieldrin and Growth and Development of the Earthworm *Eisenia foetida* (Oligochaeta). – Bull. Environm. Contam. Toxicol. 35, 652 – 659.

WILCKE, D. E. (1939):
Der gegenwärtige Stand unserer Kenntnis der märkischen Lubricidenfauna. – Märk. Tierwelt 4, 34 – 50.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Otto Graff
Carl-Sprengel-Str. 10
3300 Braunschweig

Untersuchungen zur Erfassung der Lumbricidenfauna mittels einer neu entwickelten Elektro-Methode (Oktett-Methode) in verschiedenen Waldökosystemen

Uli Thielemann

1. Einleitung

In den zurückliegenden Jahren wurden immer wieder Versuche unternommen, Regenwürmer mit Hilfe des elektrischen Stromes aus der Erde zu treiben (WALTON 1933, DOESKEN 1950, SATCHELL 1955, EDWARDS & LOFTY 1975, RUSHTON & LUFT 1984). Die Effektivität der verschiedenen Methoden war jedoch dadurch begrenzt, daß meist keine quantitativen Fangergebnisse erzielt wurden. Grundsätzliche Einschränkungen erfährt die elektrische Regenwurmfangmethode durch Inhomogenitäten des Bodens, da Unterschiede in der Bodenstruktur oder Feuchtigkeitsverteilung die Ausbreitung des elektrischen Feldes beeinflussen können. Auch chemische Regenwurmfangmethoden, wie die gebräuchliche Formalinmethode (RAW 1959), sind in ihrem Wirkungsgrad von den gegebenen Bodenparametern abhängig (SATCHELL 1969). Ein häufig vernachlässigter Aspekt bei der Erfassung von Regenwurmpopulationen ist die eingeschränkte Anwendungsmöglichkeit der gebräuchlichen Fangmethoden. So ist z. B. auf dicht bepflanzten Agrarflächen das chemische Abfangen oder das Ausgraben von Würmern nur mit Schädigungen von Boden und Pflanzen möglich. Mit der elektrischen Fangmethode läßt sich dieses Problem jedoch auf ein Minimum reduzieren, da nur das Begehen der Untersuchungsflächen und ein Einstechen weniger, dünner Elektroden notwendig ist.

2. Physikalische Grundlagen

Eine effektive elektrische Fangmethode muß folgende Voraussetzungen erfüllen:

1. Die Erzeugung eines homogenen Stromfeldes (von Bodeninhomogenitäten abgesehen), damit überall in der untersuchten Fläche gleiche Bedingungen vorherrschen.

2. Die Definition einer Sammelfläche, um quantitative Ergebnisse zu erzielen.

Die Sammelfläche der zuletzt beschriebenen elektrischen Methode (RUSHTON & LUFT 1984) wird nicht von einem homogenen elektrischen Feld durchsetzt, obwohl ihre Begrenzung durch die Elektrodenkreisordnung der hier vorgestellten Oktett-Methode ähnlich ist. Der von RUSHTON & LUFT (1984) verwendete Elektrodenring mit einer zentralen Mittelelektrode ist einem Zylinderkondensator mit radialem Feldlinienverlauf vergleichbar.

Die Feldliniendichte – ein relatives Maß für die Feldstärke (E) – ändert sich hierbei proportional mit dem Kehrwert des Abstandes (r) zur Mittelelektrode ($E \sim \frac{1}{r}$). Die Integration von $E = -C \frac{1}{r}$ ($C =$ Proportionalitätskonstante, Vorzeichen = Ausbreitungsrichtung des Feldes nach außen) ergibt, daß

sich die Spannung (U) mit dem Logarithmus des Radius (r) ändert, d. h. U ist eine lineare Funktion von $\ln r$ ($U = C \ln r + C'$) (WESTPHAL 1971). Die Würmer innerhalb der Sammelfläche sind also – je nach Position – unterschiedlichen Spannungen ausgesetzt.

2.1 Plattenkondensatorbedingungen

Ein homogenes elektrisches Feld besteht zwischen den Elektroden eines Plattenkondensators ($E = \frac{U}{d}$, $d =$ Plattenabstand) (Abbildung 1). Plattenförmige Elektroden lassen sich jedoch nicht in den Boden einbringen. Eine gute Näherung an Plattenkondensatorbedingungen wird aber dadurch erreicht, daß die Platten durch mehrere stabförmige Elektroden ersetzt werden.

Dabei sind folgende Gesetzmäßigkeiten zu beachten:

- Bei der Verwendung der Stabelektroden ist zu berücksichtigen, daß in ihrer unmittelbaren Nähe wegen der zunächst radialen Feldlinienverteilung eine erhöhte Feldstärke vorherrscht, während sich ein relativ homogenes elektrisches Feld erst in einem Abstand zu den Elektroden ausbildet. Um nur die Würmer zu erfassen, die dem homogenen elektrischen Feld ausgesetzt sind, müssen sich die Elektroden außerhalb der Sammelfläche befinden (Abbildung 2).

- Ein weiterer, wichtiger Punkt ist der Elektrodenabstand. Auch bei einem Plattenkondensator tritt bei zu großem Plattenabstand eine Feldlinienverkrümmung auf. Das elektrische Feld ist dann

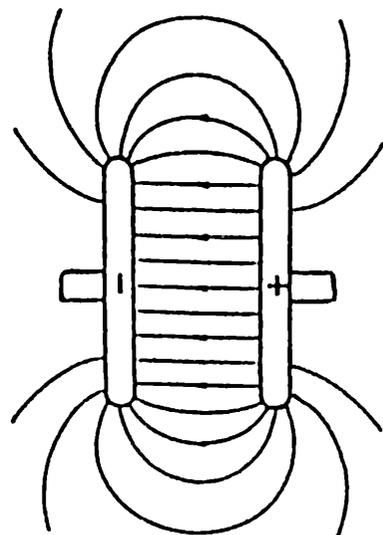


Abbildung 1

Elektrisches Feld zwischen zwei Platten.

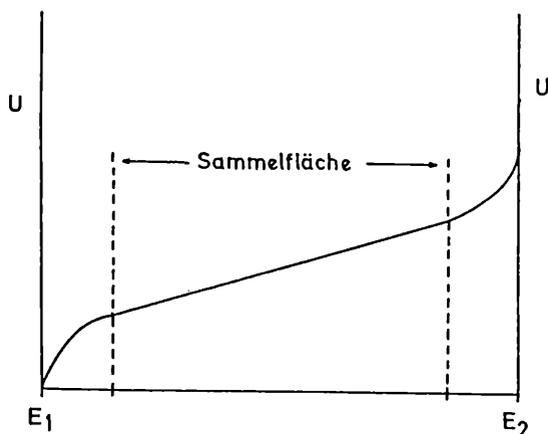
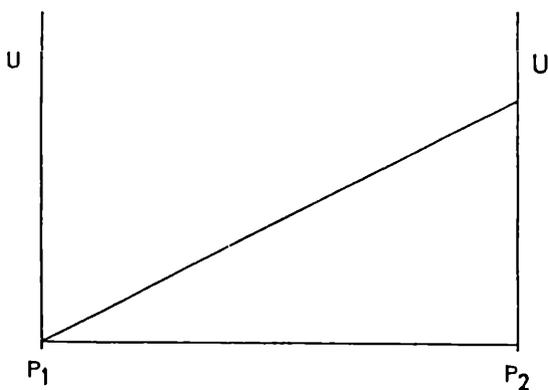


Abbildung 2

Graphische Darstellung des elektrischen Potentials eines Plattenkondensators (oben) und zwischen den Elektroden der Oktett-Methode (unten).

Die Steigung in jedem Punkt der Kurven ist ein Maß für die Änderung der Feldstärke (ΔE).

P_1, P_2 = gegenüberliegende Platten

E_1, E_2 = gegenüberliegende Elektroden

nicht mehr homogen. Deshalb ist bei der Elektrodenanordnung darauf zu achten, daß benachbarte Elektroden einen viel geringeren, gegenüberliegende einen immer noch kleineren Abstand als die eigene Länge besitzen (Abbildung 3).

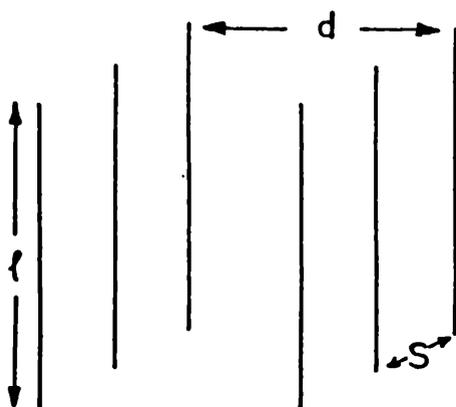


Abbildung 3

Zwei Elektrodentriplets:

Die Minimalabstände der Elektroden richten sich nach ihrer eigenen Länge: $s \ll l > d$.

s = Abstand benachbarter Elektroden einer Seite

d = Abstand gegenüberliegender Elektroden

l = Elektrodenlänge.

2.2 Elektrische Reizwirkung

Bei der Wirkung des elektrischen Stromes auf Regenwürmer kann davon ausgegangen werden, daß diese auf die Anzahl Ladungen reagieren, die pro Zeit- und Flächeneinheit ihre Körper durchfließen und in den Zellen eine Ladungsumverteilung oder sogar kurzzeitige elektrolytische Dissoziation verursachen:

$$\text{Stromdichte} = \frac{\text{Ladung}}{\text{Zeiteinheit} \cdot (\text{Körper-})\text{Fläche}} = \frac{Q}{t \cdot A}$$

In der Formel enthalten ist die Stromstärke

$$(I = \frac{\text{Ladung}}{\text{Zeit}} = \frac{Q}{t}),$$

die wiederum der angelegten Spannung (U) proportional ist und vom Widerstand (R) abhängt: $U = R \cdot I$ (Ohmsches Gesetz). Das bedeutet, daß die Höhe der angelegten Spannung - bei einem gegebenen Bodenwiderstand - die entsprechende Reaktion der Würmer hervorruft.

Dabei sind folgende Punkte besonders zu berücksichtigen:

- Ein Wurm ist nur der Potentialdifferenz (F) zwischen Anfang und Ende seines Körpers ausgesetzt:

$$F = \frac{\Delta U}{\Delta l} = \frac{\text{Spannungsänderung}}{\text{Längeneinheit}}$$

Daraus folgt, daß kleine Würmer bei gleicher Spannung weniger Stromeinwirkung erfahren als große (Abbildung 4).

Das bedeutet auch, daß große Würmer durch zu hohe Spannungen leicht getötet werden können.

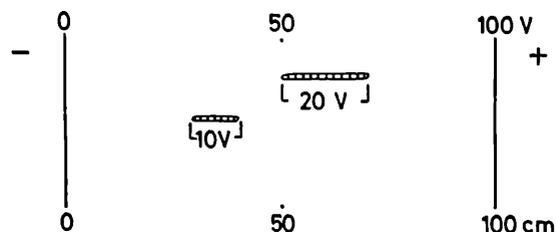


Abbildung 4

Stromeinwirkung (Potentialdifferenz) bei verschiedenen großen Regenwürmern.

- Weiterhin ist noch die Lage der Regenwürmer im elektrischen Feld zu beachten (Abbildung 5).

Um alle Regenwürmer innerhalb der Sammelfläche gleichen Bedingungen auszusetzen, muß die elektrische Fangmethode - neben der Ausbildung eines homogenen elektrischen Feldes - folgende technischen Möglichkeiten beinhalten:

Wegen der verschiedenen Ausrichtung der Regenwürmer im Boden die Möglichkeit einer vielseitigen Änderung der Stromflußrichtung.

Wegen der unterschiedlichen Potentialdifferenz bei großen und kleinen Regenwürmern die Möglichkeit zur Spannungsänderung.

3. Schema und Technik der Oktett-Methode

Acht Elektroden (65 cm Länge, 6 mm Durchmesser, Edelstahl mit Handgriffen aus Aluminium) werden auf einem Kreis von 52 cm Durchmesser

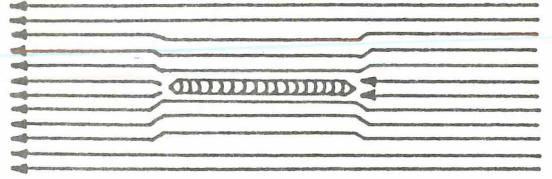
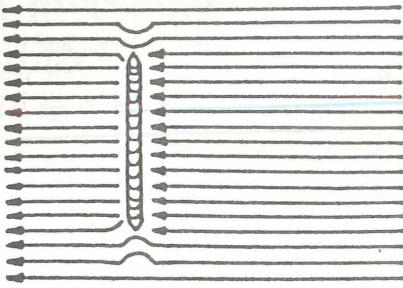


Abbildung 5

Zwei mögliche Lagepositionen eines Regenwurmes im elektrischen Feld, die unterschiedliche Reaktionen zur Folge haben können.

angeordnet und besitzen einen gegenseitigen Abstand von ca. 20 cm. Die zwischen den Elektroden liegende Sammelfläche hat bei 40 cm Durchmesser eine Fläche von etwa $\frac{1}{8} \text{ m}^2$. Zur Erleichterung des Aufbaus der Versuchsanordnung wurde eine Kunststoffschablone (PVC) angefertigt. Sie markiert die genauen Einstichpunkte der Elektroden und begrenzt gleichzeitig die Sammelfläche (Bild 1).

Die Stromversorgung geschieht mit Hilfe eines transportablen Wechselstromgenerators (Bosch BWSA 0,7). Durch eine separate Stromzuführung zu jeder einzelnen Elektrode können beliebige Verschaltungen vorgenommen werden. So können wahlweise 2 oder 3 Elektroden zu »Kondensatorplatten« zusammengefaßt und mit Strom versorgt werden, während die restlichen ausgeschaltet bleiben. Die verschiedenen Einstellungen dieser beiden Elektrodenkombinationen ermöglichen jeweils eine viermalige Änderung der Stromflußrichtung (Abbildung 6), d. h. der Strom durchfließt die Sammelfläche nacheinander aus 8 verschiedenen Richtungen.

Die Verschaltung der einzelnen Elektrodenpaare bzw. -triplets wird mit einer speziellen Schaltanordnung durchgeführt (Abbildung 7, Bild 1). Spannung und Stromstärke werden in eingebauten Meßgeräten (Voltmeter, Ampèremeter) angezeigt und sind durch Betätigung eines Dimmers stufenlos variierbar. Es werden nur die Spannungen 30 V und 60 V benötigt. Die verschiedenen Einstellungen der Elektrodenkombinationen II und III werden nacheinander zunächst bei 30 V, dann bei 60 V durchlaufen.

Für die Dauer des Stromflusses pro Schaltung erweisen sich 1-Minuten-Intervalle als sinnvoll. Vor jeder Umschaltung wird die Stromzufuhr kurz unterbrochen, was häufig einen positiven Effekt auf das Herauskommen noch halb im Erdreich steckender Würmer ausübt. Ein Umlauf dauert daher etwa 5 Minuten. Der für einen Gesamtdurchlauf (Elektrodenkombinationen II und III jeweils bei 30 und 60 V) benötigte Zeitaufwand beträgt ca. 20 Minuten. Als technische Erweiterung ist eine elektronische Steuerung der Elektrodenverschaltungen und - wegen der geringen Spannungen/Stromstärken - eine Umstellung auf Batteriebetrieb denkbar.

4. Bisherige Ergebnisse der Effektivitätskontrolle

Die Effektivitätskontrolle erfolgte durch Ausgraben der Regenwürmer bis zu einer Bodentiefe von 0,5 m nach dem elektrischen Abfangen (Tab. 1-3). Die durchschnittliche Fangquote lag bei 87,7%. Unterschiedliche Fangquoten bei einzelnen Arten (z. B. *Allolobophora rosea*) können derzeit noch nicht schlüssig erklärt werden. Denkmöglich wären jahreszeitlich abweichende Aktivitätsphasen.

Die aus Spannung und Stromstärke leicht erchenbaren Werte des Bodenwiderstandes ermöglichen den Vergleich verschiedener Fangstellen und lassen u. U. Rückschlüsse auf die Bodenstruktur zu. Weitere Messungen des Bodenwiderstandes müssen zeigen, ob das elektrische Abfangen von Regenwürmern ab einem bestimmten Grenzwert uneffektiv ist.

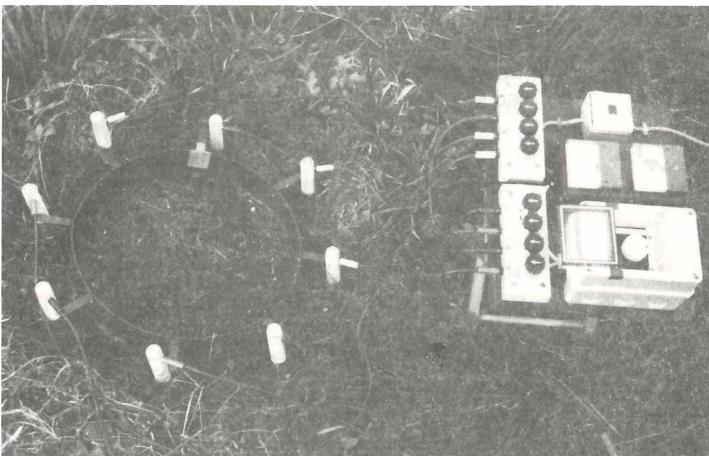


Bild 1

Steuerpult mit Kabelzuführung zu den Elektroden. Die Kunststoffschablone begrenzt die Sammelfläche.

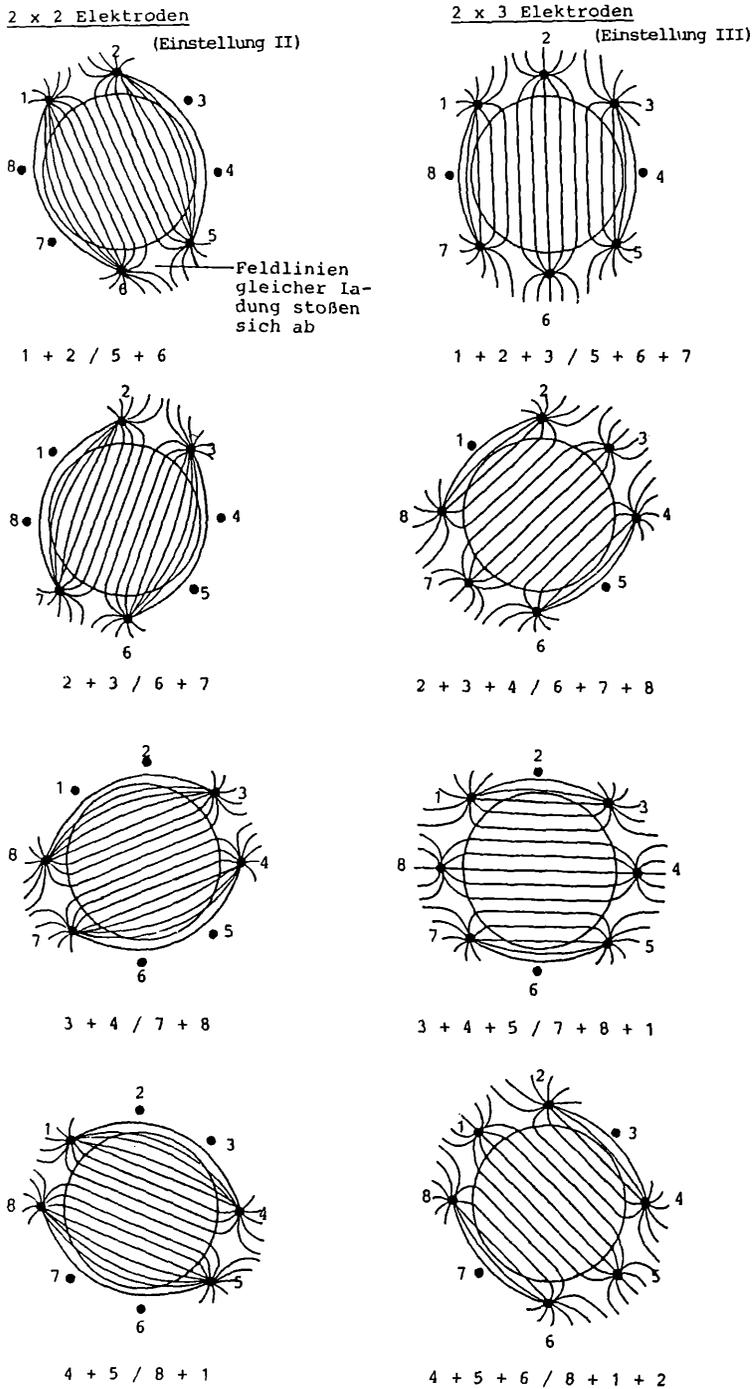


Abbildung 6

Schema des Feldlinienverlaufes bei den vier möglichen Elektrodenkombinationen der Einstellungen II und III (8 verschiedene Stromflußrichtungen):

Einstellung II:

2 x 2 Elektroden

- 1 + 2 / 5 + 6
- 2 + 3 / 6 + 7
- 3 + 4 / 7 + 8
- 4 + 5 / 8 + 1

Einstellung III:

2 x 3 Elektroden

- 1 + 2 + 3 / 5 + 6 + 7
- 2 + 3 + 4 / 6 + 7 + 8
- 3 + 4 + 5 / 7 + 8 + 1
- 4 + 5 + 6 / 8 + 1 + 2

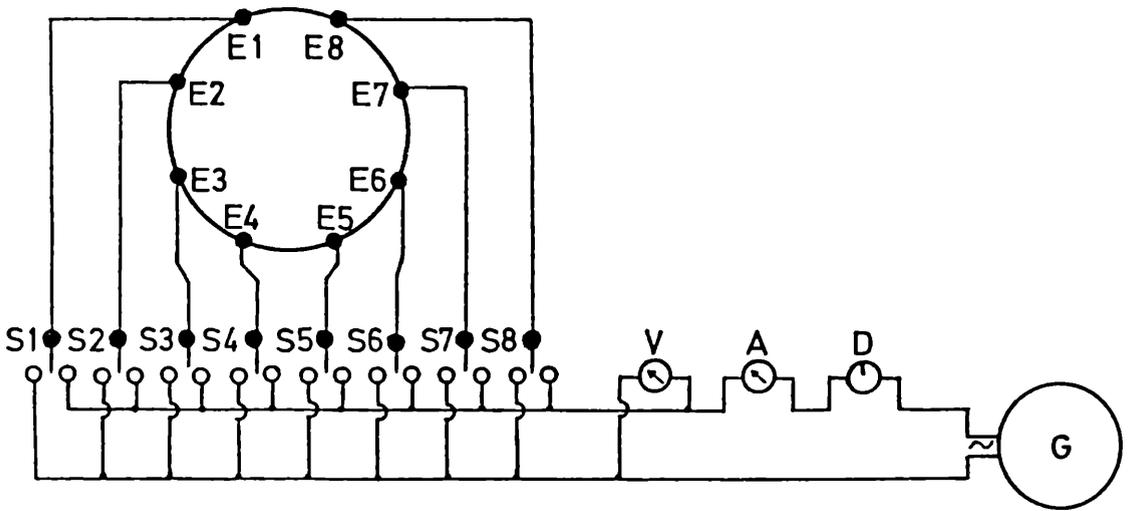


Abbildung 7

Schaltbild der separaten Stromzuführung zu den einzelnen Elektroden.

E1 - E₈ = Elektroden 1-8
 S₁ - S₈ = Schalter 1-8
 V = Voltmeter
 A = Ampèremeter
 D = Dimmer
 G = Generator

Tabelle 1

Die Ergebnisse von 6 Fängen auf Wiesenböden (sandiger Lehm, 12.4.1984 bis 2.5.1984).

Art	Zahl der Individuen beim Elektrofang	Zahl der Individuen bei anschl. Grabung	elektr. Fangergebnis %
Jungtiere	94	8	92,2
Lumbricus terrestris	6	1	85,7
Allolobophora caliginosa	6	2	75,0
Allolobophora icterica	1	0	—
Allolobophora rosea	1	6	14,3
Octolasion lacteum	9	0	100,0
	117	17	87,3

Tabelle 2

Die Ergebnisse von 9 Fängen in Buchenwald (Lößlehm auf Muschelkalk, Sommer 1984 bis Jahresende 1985).

Art	Zahl der Individuen beim Elektrofang	Zahl der Individuen bei anschl. Grabung	elektr. Fangergebnis %
Jungtiere	153	19	89,0
Lumbricus rubellus	23	3	88,5
Lumbricus terrestris	1	0	—
Octolasion lacteum	23	4	85,2
Allolobophora caliginosa	13	2	86,7
Allolobophora roesea	10	2	83,3
	223	30	88,1

Tabelle 3

Die Ergebnisse von 9 Fängen in Buchen-Fichten-Mischwald (Buntsandstein, Sommer 1984 bis Jahresende 1985).

Art	Zahl der Individuen beim Elektrofang	Zahl der Individuen bei anschl. Grabung	elektr. Fangergebnis %
Jungtiere	23	3	88,5
Lumbricus rubellus	14	2	87,5
Dendrobaena attemsi	9	1	90,0
Dendrobaena rubida	0	1	—
	46	7	86,8

Tabelle 5

Verhältnis x-Fläche : o-Fläche für die Individuenzahlen (N) und Tiergewichte (g).

(Aufgrund niedriger Abundanzen und Tiergewichte sind nicht alle Ergebnisse statistisch abgesichert.)

	1984		1985	
	N x : No	g x : go	N x : No	g x : go
K	1,77 1	1,08 1	1,65 1	3,06 1
W	1,17 1	1,92 1	9,11 1	6,12 1
S	4,44 1	1,22 1	1,63 1	1,29 1
M	7,00 0	0,75 0	11,00 1	10,71 1
E	2,50 1	1,79 1	2,50 1	2,40 1
F	1,42 1	1,42 1	3,71 1	3,01 1
SB	0,33 1	0,38 1	2,67 1	2,23 1
D	0,82 1	0,48 1	0,52 1	0,70 1
OH	0,64 1	0,40 1	0,71 1	0,73 1
O	0,38 1	0,47 1	0,24 1	0,27 1

Die sehr niedrigen Spannungen (30 bzw. 60 V) machen die Fangapparatur für den Experimentator weitgehend ungefährlich. Die verwendeten Spannungen sind ausreichend zur Erfassung der Regenwürmer. Höhere Spannungen brachten nur stellenweise mehr Jungtiere an die Bodenoberfläche. Lediglich in Waldböden, die besonders im Streubereich hohe elektrische Widerstände aufweisen können, kann eine Erhöhung der Spannung über 60 V sinnvoll sein.

Für zusätzliche Untersuchungen über die Effektivität der Oktett-Methode wurde eine Labormethode entwickelt. Hierbei wird eine bekannte Anzahl Würmer in ein bestimmtes Erdvolumen eingesetzt und später wieder abgefangen. Die Ergebnisse dieser Versuche werden in einer gesonderten Arbeit zusammengestellt.

5. Ergebnisse von Untersuchungen über die Auswirkungen von Walddüngemaßnahmen auf die Lumbricidenfauna

Regenwürmer sind wichtige Glieder im Nährstoffkreislauf, deren Schädigung starke Beeinträchtigungen, der Zersetzungsprozesse zur Folge hat (WITTICH 1953). Bei der Frage nach den Auswirkungen der Walddüngemaßnahmen auf die Bodenfauna ist die Beobachtung der Regenwürmer daher von besonderem Interesse.

Das Vorkommen der Würmer (Abundanz und Diversität) hängt insbesondere von den Faktoren

Bodenklima, pH-Wert, Basengehalt, Bodenart, Bestockung und Bodenvegetation ab. Die einzelnen Komponenten dieses Faktorenkomplexes wurden ermittelt und den Daten der Regenwurmfänge gegenübergestellt.

Die Düngerezepturen und Standortverhältnisse sind in Tabelle 4 dargestellt.

Das Fangen der Regenwürmer erfolgte mit der Oktett-Methode (THIELEMANN, i. D.).

In den beiden Untersuchungsjahren 1984/85 wurden auf den 10 Untersuchungsflächen insgesamt 10 Arten nachgewiesen: Lumbricus rubellus, L. terrestris, Dendrobaena octaedra, D. rubida, D. attemsi, Octolasion lacteum, O. cyaneum, Alolobophora caliginosa, A. rosea, Eiseniella tetraedra.

Die häufigsten Arten waren Lumbricus rubellus und Dendrobaena octaedra. Beide sind typische Streubewohner, sehr säuretolerant (acidophil) und durch eine relativ hohe Vermehrungsrate gekennzeichnet.

Die funktionelle Bedeutung der Regenwürmer für den Boden findet vor allem ihren Ausdruck in der Biomasse einer Fläche. Bei günstigen Lebensbedingungen steigt ihr Biomasseanteil innerhalb der Tierpopulation eines Standortes (BORNEBUSCH 1932).

Das Verhältnis des Regenwurmgewichtes x-Fläche : o-Fläche konnte 1985 - mit Ausnahme von O - auf allen Flächen zugunsten der gedüngten erhöht werden (Tabelle 5). Eine reale Zunahme der Tiergewichte fand auf den behandelten Flächen der

Tabelle 4

Standortverhältnisse und Düngerezepturen der verschiedenen Waldgebiete (Stand 1984); FH = Flachhang, EB = Ebene Lage

Ort		Baumart	Bestandesalter (Jahre)	Düngerrezeptur (dt/ha)	Humusform	pH-Wert (KCl)	Geologie	Hangneigung
Königstuhl (K)	x	Bu 80 / Fi 20	90	Kohlens. Kalk (25)	Mullmoder / Moder	3,44	Sm	FH
	o	Bu 80 / Fi 20	90	—	Mullmoder / Moder	3,48	Sm	FH
Wilhelmsfeld (W)	x	Fi 100	72	Müllkompost (50 m ³ / 0,5 ha)	Moder / Rohhumus	2,52	Sm	FH
	o	Fi 100	71	—	Moder / Rohhumus	2,57	Sm	FH
Schwarzach (S)	x	Fi 100	48	Kohlens. Kalk (25)	Mullmoder / Moder	3,07	So + Feinl.	EB
	o	Fi 90 / Lä 10	55	—	Moder	3,04	So + Feinl.	EB
Mietingen (M)	x	Fi 100	65	Kohlens. Kalk (30)	Moder	3,04	Lehm	EB
	o	Fi 100	65	—	Moder	3,00	Lehm	EB
Erolzheim (E)	x	Fi 90 / Lä 10	56	Kohlens. Kalk (30)	Moder	2,70	ält. Schotter	EB
	o	Fi 90 / Lä 10	56	—	Moder	2,76	—	EB
Freudenstadt (F)	x	Fi 50 / Ta 50	100	Kohlens. Magnesia-kalk (30)	rohhumart. Moder	2,65	So	FH
	o	Fi 50 / Ta 50	99	—	rohhumart. Moder / Rohhumus	2,50	So	FH
Weil im Schönbuch (SB)	x	Bu 80 / Fi 20	103	Kohlens. Kalk (25)	Moder / Rohhumus	2,80	Stubensdst.	EB
	o	Bu 80 / Fi 20	103	—	Moder / Rohhumus	2,70	Stubensdst.	EB
Bad Herrenalb (Dennach) (D)	x	Fi 80 / Ta 10	75	Konvertk. (25) + Kalimagn. (6) + Mernil	Moder / rohhumart. Moder	2,45	So	FH
	o	Fi 80 / Ta 10	83	—	Moder / rohhumart. Moder	2,50	So	FH
Ochsenhausen (OH)	x	Fi 100	86	Kohlens. Kalk (30)	Moder	2,76	ält. Schotter	EB
	o	Fi 100	86	—	Moder	2,84	—	EB
Obrigheim (O)	x	Bu 100	134	Kohlens. Kalk (25)	Mull	3,41	Mo	FH
	o	Bu 100	134	—	Mull	3,51	Mo / Ku	FH

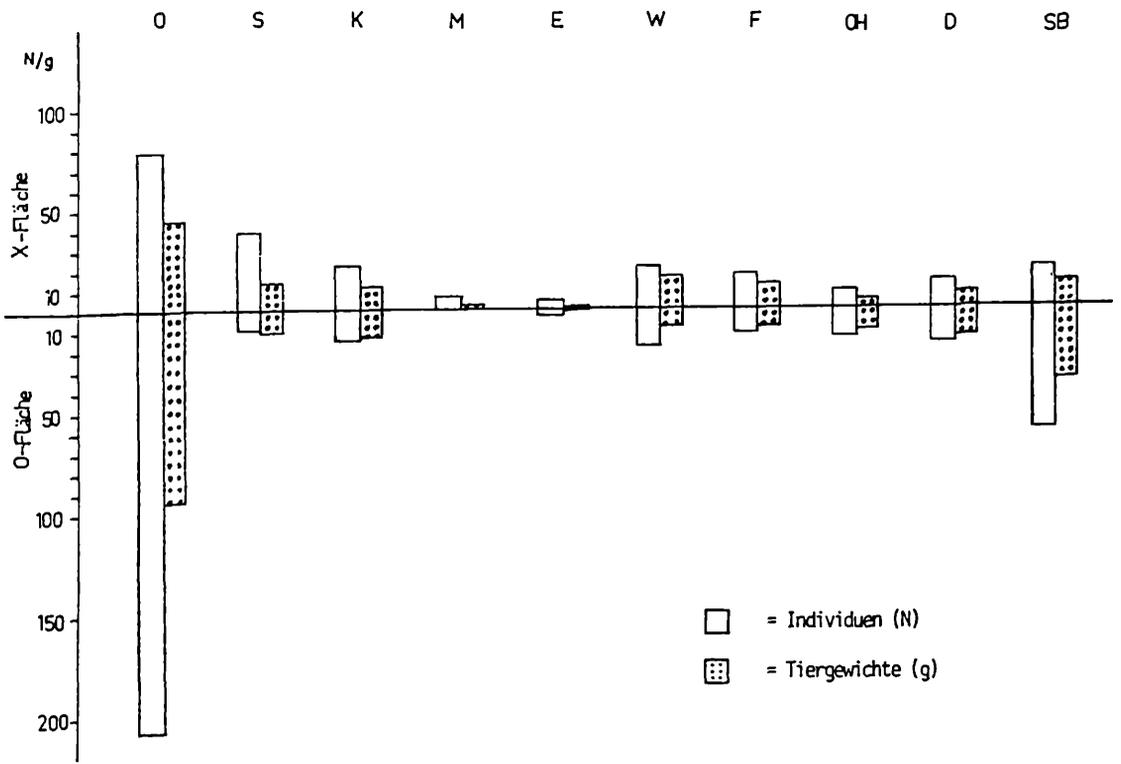


Abbildung 8
Individuenzahlen und Tiergewichte der Untersuchungsflächen 1984

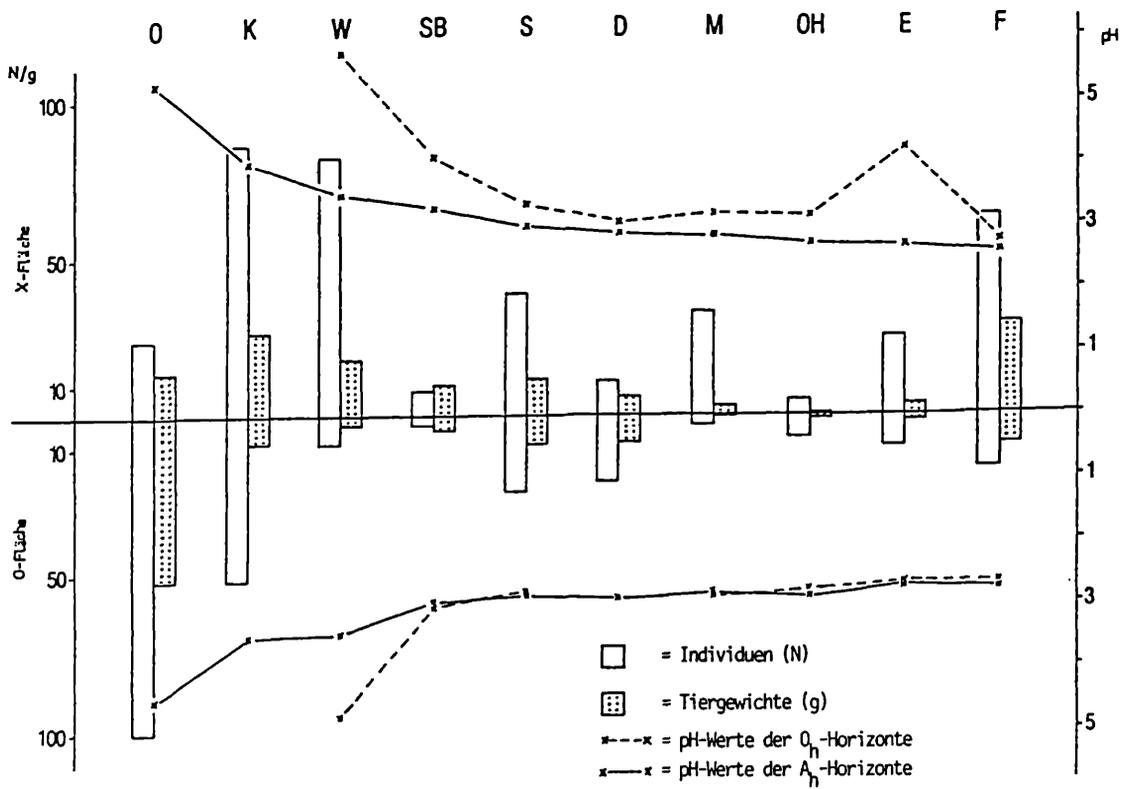


Abbildung 9
pH-Werte, Individuenzahlen und Tiergewichte der Untersuchungsflächen
 (Der pH-Wert des O_h -Horizontes der o-Fläche von D liegt nicht vor)
 1985

Gebiete K, W, M, E, F statt, während in den anderen Fällen lediglich die Abnahme im Vergleich zur Kontrollfläche weniger stark war (Abbildung 8 und 9).

Das Verhältnis der Individuenzahlen x-Fläche o-Fläche zeigt 1985 eine z. T. starke Erhöhung auf den gedüngten Flächen W, M, F, OH (s. u.), während die Ergebnisse in den Gebieten K, S, O (s. u.), D (s. u.) umgekehrt waren (Tabelle 5). Eine reale Erhöhung der Individuendichte konnte auf den x-Flächen K, W, M, E, F, D (s. u.) beobachtet werden, wobei in E die Population der Kontrollfläche proportional mitwuchs, jene in K, D (s. u.) und S sogar noch stärker.

Ein Vergleich des Artenspektrums von x- und o-Flächen ergab 1985 folgendes Bild: In den Gebieten K, W, S, M, E, F, OH (s. u.) lag die Artenvielfalt der Düngeflächen um eine bis zwei Arten höher. In O (s. u.) lagen umgekehrte Verhältnisse vor, in SB und D (s. u.) waren die Artenzahlen auf x- und o-Fläche gleich.

Wegen der geringen Individuenzahlen (1985) ist für das erst nach der Fangsaison 1984 (19.11.1984) gedüngte Waldgebiet SB keine eindeutige Interpretation möglich (Abbildung 8 und 9).

Aufgrund unterschiedlicher Bodenstruktur- und Vegetationsverhältnisse ist ein Vergleich von x- und o-Flächen der Gebiete O, D und OH nur sehr eingeschränkt zulässig. Dieser Sachverhalt war durch die Vorgabe der Düngeflächen bedingt, wurde aber erst im Verlauf der Untersuchungen deutlich.

Die Kürze des Untersuchungszeitraumes läßt keine Aussagen über natürliche Populationsschwankungen und Langzeitwirkungen zu.

6. Literatur

- BORNEBUSCH, C. A. (1932):
Das Tierleben der Waldböden. - Forstwiss. Zentralbl. 54, 253-266.
- DOESKEN, J. (1950):
An electrical method of sampling soil for earthworms. - Trans. 4th Int. Congr. Soil Sci., 129-131.

EDWARDS, C. A. & LOFTY, J. R. (1975):
The influence of cultivation on soil animal populations. - Progress in Soil Zoology, 399-408.

RAW, F. (1959):
Estimating earthworm populations by using formalin. - Nature 184, 1661-1662.

RUSHTON, S. P. & LUFT, M. C. (1984):
A new electrical method for sampling earthworm populations. - Pedobiologia 26, 15-19.

SATCHELL, J. E. (1955):
An electrical method of sampling earthworm populations. - Soil Zoology, 356-364.

— (1969):
Methods of sampling earthworm populations. - Pedobiologia, 9, 20-25.

THIELEMANN, U. (1986):
Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. - Pedobiologia, im Druck.

WALTON, W. R. (1933):
The reaction to earthworms to alternating currents of electricity in the soil. - Proc. ent. Soc. Wash., 35, 24-27.

WESTPHAL, W. M. (1971):
Physikalisches Praktikum. 13. Auflage, Verlag Friedr. Vieweg & Sohn, Braunschweig.

WITTICH, W. (1953):
Untersuchungen über den Verlauf der Streuzersetzung auf einem Boden mit starker Regenwurmtätigkeit. - Schriftenr. Forst. Fak. Göttingen 9, 1-33.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Biologe Uli Thielemann
Gesellschaft für Angewandte Ökologie
Postfach 1215
Markgrafenstr. 5
6907 Nußloch

Einfluß von Kulturmaßnahmen auf das Bodenleben

Günter Trolldenier

1. Wandlungen im Ackerbau in den letzten Jahrzehnten

Wie in anderen Wirtschaftszweigen haben sich in der Landwirtschaft gewaltige Veränderungen vollzogen. In den 50er Jahren beschleunigte sich unter dem Druck stagnierender Preise und steigender Lohnkosten Mechanisierung, Intensivierung und Spezialisierung. Der Mineräldüngereinsatz stieg bis 1980 steil an, um seitdem allerdings zu stagnieren oder sogar leicht abzufallen. Eine ähnliche Entwicklung nahm die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (BUNDESM. ERN., LANDW. U. FORSTEN 1956-1985).

Eine enorme Zunahme hat auch die Mechanisierung erfahren. Auf diesem Gebiet ist der Trend ungebrochen. 1960 betrug die durchschnittliche Schleppermotorleistung 20,6 kW, 1984 dagegen 31,5 kW. Je 100 ha LF stieg die Leistung von 205,9 auf 388,1 kW (BUNDESM. ERN., LANDW. U. FORSTEN 1985). Verbunden damit ist eine erhebliche Gewichtszunahme der Schlepper. Die Frage ist, wird das Bodengefüge nachhaltig geschädigt?

Um die Maschinen ökonomischer einzusetzen, wurde die Fruchtfolge stark vereinfacht. Die Getreideanbaufläche nahm im Bundesgebiet von 1951 bis 1984 von 55 auf 68% zu, wobei der Anteil von Weizen und Gerste aber von 20 auf 50% stieg, der Hackfruchtanteil fiel von 22% auf 10% ab. (BUNDESM. ERN., LANDW. U. FORSTEN 1985).

Wir alle machen uns Sorgen, ob durch diese Veränderungen nicht auf die Dauer die Bodenfruchtbarkeit leidet. Dem widerspricht allerdings, daß die Erträge noch immer weiter steigen und eine Höhe erreicht haben, die ehemals nicht für möglich gehalten wurde (STATISCHES BUNDESAMT 1985). Es steht in der Bodenschutzkonzeption (s. 14): »Daneben ist die Bodenfruchtbarkeit zur Sicherung des Bedarfs an Nahrungsmitteln, Futtermitteln und pflanzlichen Rohstoffen dauerhaft zu erhalten; langfristig bedenkliche Veränderungen der Stoffkreisläufe im Boden müssen deshalb frühzeitig festgestellt und korrigiert werden« (BUNDESMINISTER des INNEREN 1985).

Im folgenden soll versucht werden, einige relevante Einflüsse der landwirtschaftlichen Kulturmaßnahmen auf das Bodenleben darzustellen, da dieses seit jeher als wesentlicher Teil der Bodenfruchtbarkeit gilt.

Zu dieser Problematik sind in jüngster Zeit ausführliche Publikationen erschienen, z. B. das Sondergutachten des RATES von SACHVERSTÄNDIGEN für UMWELTFRAGEN (1985): »Umweltprobleme der Landwirtschaft« und die Reihe »Materialien zur Umweltforschung« von der besonders der Bd. 13 von DOMSCH (1985): »Funktionen und Belastbarkeit des Bodens aus der Sicht der Bodenmikrobiologie«, hervorzuheben sind. Beide Veröffentlichungen haben für diese Arbeit wertvolle Informationen geliefert.

2. Die Bedeutung des Edaphons in agrarischen Ökosystemen

2.1 Zusammensetzung und Biomasse

Agrar-Ökosystemen, aber auch forstlich genutzten Wäldern und landwirtschaftlich genutztem Grünland, fehlt ein wesentliches Kennzeichen natürlicher Ökosysteme, das Vermögen zur Selbstregulation. Der Mensch allein entscheidet über die anzubauenden Pflanzen und greift in den Naturhaushalt ein. Dennoch ist er darauf angewiesen, daß Teile der Biozönose, nämlich das Edaphon, weiterhin funktionieren. Unter Edaphon versteht man die Gesamtheit der im Boden vorkommenden Lebewesen, also Mikroorganismen (Bakterien u. Pilze), Bodenalgae und Bodentiere.

Von der Biomasse des Edaphons entfallen durchschnittlich 75% bis 95% auf die Mikroflora. Die Zahl der Bodenbakterien beträgt mehrere Milliarden Individuen je Gramm Boden. Die Länge der bis zu 11 µm dicken Pilzhyphen beträgt bis zu 1000 m Länge. In der mikrobiellen Biomasse sind 2-3% des organischen Kohlenstoffs des Bodens gebunden. Ihre Trockenmasse wird im Ackerboden auf 0,7 t/ha veranschlagt. Nach ANDERSON u. DOMSCH (1975) machen mit 60-90% mikroskopische Pilze den überwiegenden Anteil aus. Tiere kommen im Boden in außerordentlich vielen Formen, Größen und Arten vor (DUNGER 1983), doch haben allein die Regenwürmer ca. 95% Gewichtsanteil.

2.2 Leistungen des Edaphons

Im Stoffkreislauf spielen die Bodenlebewesen vor allem als Konsumenten und Zersetzer eine Rolle. Sie sind damit für das Recycling der in und auf den Boden gelangenden Residuen verantwortlich. Die pflanzlichen Rückstände werden in engem Zusammenwirken von Bodenfauna und Mikroflora in fein abgestufter Reihenfolge zerkleinert, mit dem Boden vermischt (Bioturbation) und umgesetzt. Etwa 70% der Rückstände werden zu Kohlendioxid und Mineralstoffen abgebaut. Der Rest wird in zunehmend stabilere Huminstoffe überführt. Die Mineralisierung erfolgt auch im Winterhalbjahr, wenn der Boden frostfrei ist. In unbepflanzten Böden oder solchen mit geringem Pflanzenbewuchs kann es dann zur Verlagerung von Nährstoffen, hauptsächlich Nitrat, in den Untergrund kommen.

2.3 Edaphon und Bodengefüge

Humus, notwendiger Bestandteil jeden Bodens, entsteht also unter Mitwirkung des Edaphons. Humus- und Tonteilchen verbinden sich zu Ton-Humus-Komplexen. Ihnen verdankt der Boden sein inneres Gefüge. Bodenorganismen sind wesentlich beteiligt an der Entstehung und Stabilität der Hohlräume, die Luft und Wasser enthalten (TROLLDENIER 1971). Die biomechanische Tätigkeit der größeren Bodentiere wirkt der Sackung der Bodenteilchen und damit einer höheren Lagerungsdichte

entgegen. Hervorzuheben ist die Tätigkeit der Regenwürmer, deren Röhren eine gute Drainage ermöglichen. Für die Stabilität der Krümel ist die sog. Lebendverbauung durch Bakterien und Pilzhypen wichtig.

2.4 Das biozönotische Gleichgewicht im Boden

Wenn auch in agrarischen Ökosystemen eine Selbstregulation nicht existiert, so besteht doch – eine gute Bewirtschaftung vorausgesetzt – ein dynamisches biozönotisches Gleichgewicht zwischen den Mitgliedern der Bodenlebensgemeinschaft. Die Sukzessionen von Organismen beim Abbau von Pflanzenrückständen funktionieren und phytopathogene bodenbürtige Organismen bleiben auf einem niedrigen Niveau.

3. Einfluß von Kulturmaßnahmen auf das Bodenleben

Ein agrarisches Ökosystem wird durch die verschiedensten Eingriffe des Landwirts geprägt bzw. gesteuert (KNAUER 1985). Die einzelnen Steuerungsmittel sollen im folgenden besprochen werden.

3.1 Düngung

Untersuchungen über die Generationszeit von Mikroorganismen im Boden haben ergeben, daß sich der größte Teil der mikrobiellen Biomasse aus Mangel an verwertbaren Nährstoffen die meiste Zeit im Ruhezustand befindet (JENKINSON u. LADD 1981). Nach Zufuhr organischer Substanzen kommt es daher fast immer zu einem Ansteigen ihrer Aktivität und zur Zunahme ihrer Zahl. Der Humusgehalt von Ackerböden läßt sich durch organische Düngung allerdings nur begrenzt steigern. Ackerböden haben in der Regel einen niedrigeren Humusgehalt als Grünland- und Waldböden. Wichtiger als die Anhebung des Gesamthumusgehaltes im Boden ist aber die Zufuhr von »Nährhumus«, der rasch abgebaut wird und zur Lebendverbauung der Aggregate führt (Krümelstabilität) und die Tätigkeit der grabenden Bodentiere anregt.

In früheren Zeiten erfolgte die Humusversorgung des Ackerbodens vorwiegend über den Stallmist, der während der Vorrotte ein C:N-Verhältnis von 15–18:1 erreicht und beim Einbringen keine Probleme aufwirft. Durch die Entkopplung von Ackerbau und Viehhaltung schien in viehschwachen Gebieten nach Fortfall des Stallmistes die Humusversorgung gefährdet zu sein. An seine Stelle traten Stroh, Gründüngung und Rübenblatt. In viehstarken Gebieten kam und kommt es teilweise zu einer überoptimalen Gülleanwendung. Wie für den Stallmist früher schon, ist für die Gülle jetzt nachgewiesen worden, daß sie im Boden gut mineralisiert wird und neue organische Verbindungen entstehen. Selbst höchste Gaben von Rindergülle üben keine toxischen Wirkungen aus (BÖNISCHOVÁ-FRANKLOVÁ 1980). Aus bodenbiologischer Sicht wirkt sich hohe Gülleanwendung zwar nicht negativ aus, wohl aber stellt die Nitratverlagerung in den Unterboden eine große Gefahr dar. Für die Abbauintensität der eingebrachten Substanzen ist das C:N-Verhältnis entscheidend. Bei einem weiten C:N-Verhältnis kommt es zu einer Immobilisierung von mineralischem Stickstoff bzw. einer Stickstoff-

sperrung. Die Verrottung von Stroh wird durch einen N-Ausgleich von 0,5–1 kg N auf 100 kg Stroh gefördert. Der mikrobielle Abbau von eingegrubbertem Stroh zeigt sich in einem Ansteigen der Bodenatmung und der Dehydrogenaseaktivität (SCHRÖDER 1980, SCHRÖDER u. URBAN 1985). Die Strohverdaulichkeit hängt von der Bodenart und den Witterungsbedingungen ab. Stroh- und Rübenblattdüngung scheinen einen gleichwertigen Ersatz für den Stallmist gebracht zu haben. Jedenfalls wurde auf Flächen, die z. T. seit 20 Jahren viehlos bewirtschaftet wurden, keine Verschlechterung bodenchemischer und -physikalischer Eigenschaften gefunden (SCHRÖDER et al. 1985). Hingegen war der Humusspiegel etwas abgefallen. Gesicherte Unterschiede hinsichtlich Bodenatmung, Biomasse und Enzymaktivitäten bestanden jedoch nicht. Organische Dünger liefern außerdem mineralische Nährstoffe. Verschiedentlich wird die Meinung vertreten, daß es auch bei organischer Düngung zu Düngungsfehlern kommen kann, denn es wird der in ihr enthaltene Stickstoff auch außerhalb der Vegetationsperiode, im Winterhalbjahr, mineralisiert, was die Gefahr der Auswaschung mit sich bringt (WELTE u. TIMMERMANN 1985, VETTER 1985).

Da die überwiegend heterotrophen Mikroorganismen des Bodens zumeist C-limitiert sind, ist in der Regel mit der Zufuhr mineralischer Düngemittel keine Veränderung mikrobieller Aktivität verbunden (DOMSCH 1985). Ausnahmen sind die erwähnte zusätzliche N-Gabe bei Strohdüngung, der vorübergehende Cyanamidschock nach Kalkstickstoffgabe und der negative Einfluß mineralischen Stickstoffs auf freilebende Stickstoffbinder, deren Rolle aber unter unseren Verhältnissen gering ist. Die Abbauleistungen von Mikroorganismen scheinen bei einer Überdosierung von Mineralstoffen weniger beeinträchtigt zu werden als die höheren Pflanzen (TROLLDENIER 1969).

Einen Sonderfall stellt die Kalkung dar. Zahlreiche Untersuchungen zeigen, daß nach Kalkung saurer Böden eine tiefgreifende Umschichtung der Bodenlebewelt erfolgt, die von zunehmender Aktivität begleitet wird (TROLLDENIER 1971). Gleichzeitig wird Rohhumus abgebaut und in stabilere wertvolle Huminstoffe überführt. Der Vollständigkeit halber sei erwähnt, daß eine Erhöhung des pH-Wertes manche Krankheiten, wie Kartoffelschorf und Schwarzbeinigkeit bei Weizen, begünstigt, andere aber zurückdrängt. Im allgemeinen muß die Wirkung der Kalkung aber als positiv für das Edaphon angesehen werden.

Mineralische Düngung hat vor allem über eine Steigerung des Pflanzenwachstums und damit die Erhöhung der abbaubaren Stoffe im Boden eine indirekte positive Wirkung auf das Edaphon. Wie Ergebnisse aus Dauerdüngungsversuchen mit 20–80jähriger Laufzeit deutlich zeigen, kann der Humusgehalt durch alleinige Mineraldüngung positiv beeinflusst werden (VETTER 1985). Die Kombination von Stallmist und Mineraldüngung führt allerdings zu besonders guter Humusmehrung.

3.2 Bodenbearbeitung

Seit Alters her werden Ackerböden gelockert und gepflügt. Dabei werden Ernterückstände, Gründüngungspflanzen und Stalldünger mit dem Mineral-

boden vermischt und so die Angriffsflächen für den Abbau vergrößert. Lockerung und Durchmischung fördern die Mineralisierung der zugesetzten organischen Substanz (Literatur bei DOMSCH 1985). Sie beschleunigen aber auch den Abbau stabilerer Huminstoffe. Das ist einer der Gründe für die niedrigeren Humusgehalte von Ackerböden gegenüber Grünland- und Waldböden. Während die mechanische Bodenbearbeitung, soweit eine Lockerung erzielt wird, die mikrobielle Aktivität fördert, werden die größeren Bodentiere stark geschädigt. Im Laufe der letzten Jahrzehnte kamen immer leistungsstärkere und schwerere Fahrzeuge mit höherer Schlagkraft zum Einsatz. So hat sich im modernen mechanisierten Ackerbau die seit langem bekannte Verdichtung der Pflugschleife in eine Schleppersohlenverdichtung verwandelt. Der Reifendruck von Schleppern, Erntemaschinen und Wagen führt allgemein zu zunehmender Bodenverdichtung. Nach MEYER (1985) sind gerade die besten unter unseren Ackerböden der Gefahr von nicht oder schwer reparablen Strukturschäden ausgesetzt. Es handelt sich um die aus Löß hervorgegangenen Schwarz- und Parabraunerden. Die Verdichtung betrifft hauptsächlich die Grobporen und bei schluffreichen Bodenarten noch die weiten Mittelporen. Daher sind die schluffreichen Böden gegen Verdichtungen am empfindlichsten. Die Bodenverdichtung wirkt sich vor allem in einer Verminderung des Anteils luftführender Poren aus, die auch für eine rasche Drainage des Regenwassers sorgen. Ein lockerer »garer« Lößboden hat eine Dichte von ca. $1,35 \text{ g/cm}^3$ und ist für Wurzeln leicht durchdringbar. In Böden mit Verdichtungsstruktur und einer Dichte von $1,7 \text{ g/cm}^3$ ist das Wachstum der Wurzeln sehr erschwert (MEYER 1985). Auch die Aktivitäten der Mikroflora und Bodenfauna werden durch Hemmung der Durchlüftung und den dadurch hervorgerufenen Sauerstoffmangel negativ beeinflusst bzw. beeinträchtigt. Eine Folge können Stickstoffverluste durch Denitrifikation sein. Es entwickelt sich eine anaerobe Mikroflora, die die organischen Stoffe nicht mehr in der gewünschten Weise abbauen kann. Bei dem als Fäulnis bezeichneten anaeroben Abbau treten organische Säuren und toxischer Schwefelwasserstoff auf (TROLL-DENIER 1971). Die größeren Bodentiere, insbesondere die Regenwürmer, werden direkt durch Druck geschädigt. Wiederauflockerung der Schadensbereiche führte erst nach 2–6 Monaten zu einer Neubesiedlung mit Milben und Collembolen (DUNGER 1983). Bei schluffigem Lehm Boden ist eine Rückführung einer dichten in eine lockere Grundstruktur durch Pflanzenwurzeln und Bodentiere nicht möglich (MEYER 1985). Wohl aber wirken Humus und Lebendverbauung der Entstehung von Strukturschäden entgegen.

3.3 Fruchtfolge

Die moderne Landwirtschaft ist, wie erwähnt, gekennzeichnet durch eine Verengung der Fruchtfolgen. Früher wurde die Fruchtfolgegestaltung hauptsächlich unter dem Gesichtspunkt der Stickstoffsammlung durch eingeschalteten Leguminosenanbau gesehen, heute steht das Auftreten von bodenbürtigen Krankheiten im Vordergrund des Interesses. Deshalb wird reiner Getreidebau selten praktiziert. Häufig ist mit zunehmender Dauer einer

Weizenmonokultur zunächst ein Absinken der Erträge zu beobachten, gefolgt von einem Wiederanstieg, der jedoch nicht die Höhe der Anfangserträge erreicht (SHIPTON 1967). Die erste Phase ist gekennzeichnet durch Zunahme von Fußkrankheiten – hauptsächlich der Schwarzbeinigkeit (Erreger: *Gaeumannomyces graminis*). Die daraufhin erfolgende Abnahme der Schwarzbeinigkeit (decline effect) wird mit einer stärkeren Vermehrung antagonistischer Pseudomonaden in Verbindung gebracht (WONG 1985). Eine Verarmung des Spektrums an saprophytischen Mikroorganismen ist bisher bei engen Fruchtfolgen nicht nachgewiesen worden (DOMSCH 1985). Jedoch konnte bei Weizenmonokultur eine Verschlechterung bodenmikrobiologischer Eigenschaften festgestellt werden (BACHTHALER et al. 1985).

Die Fruchtfolgegestaltung ist von erheblicher Bedeutung für den Humushaushalt. Allgemein gilt, daß mit höherem Anteil von Hack- bzw. Blattfrüchten in der Fruchtfolge die Humuszehrung wächst, weil diese Früchte nur wenig Ernterückstände hinterlassen und das zur Unkrautbekämpfung erforderliche Hacken eine den Humusabbau beschleunigte Bodenbelüftung bewirkt. Die Ersetzung des Hackens durch Herbizide hat zu einer verminderten Humuszehrung geführt. Höchstmöglicher Humusgehalt wird durch mehrjährigen Anbau von Feldfutterpflanzen (Klee, Luzerne) und damit verbundene längere Bodenruhe, erreicht (RAT von SACHVERST. f. UMWELTFR. 1985).

Die Auswertung eines langjährigen Fruchtfolgeversuches hat ergeben, daß in einem völlig vegetationslosen Krumenboden (Schwarzbrache), der über 30 Jahre keinerlei C-Eintrag erhalten hatte, ein Humusabbau von etwa der Hälfte, bei Kartoffelmonokultur ohne Stallmist von etwa einem Fünftel, bei Getreide in der Fruchtfolge aber ein Anstieg von ca. 10% erfolgt ist. Gleichsinnig mit dem Humusgehalt hatte sich die stoffwechselaktive mikrobielle Biomasse verändert. Dieser Parameter weist wesentlich stärkere Unterschiede auf. So enthalten die Böden mit Getreide in der Fruchtfolge etwa 6 mal mehr mikrobielle Biomasse als Schwarzbracheboden (BECK 1984).

3.4 Minimalbodenbearbeitung

Aus der Erkenntnis, daß sich häufige Bodenbearbeitung ungünstig auf Humusdynamik, Bodengefüge und Edaphon auswirken kann, wird mit reduzierter oder Minimalbodenbearbeitung experimentiert. Infolge unterlassener Einarbeitung bilden bei dieser Wirtschaftsweise organische Residuen eine Auflage analog der in Waldböden.

Bei Direkt- oder Frässaat fanden sich nur in der obersten Bodenschicht zwischen 0–10 cm höhere C_T - und Biomassewerte als beim Pflügen (BECK 1984). In den unteren Horizonten fallen die Zahlen jedoch stark ab, während in der Pflugvariante die Maximalwerte in einer mittleren Schicht zwischen 10 und 20 cm zu finden sind, offensichtlich als Folge des Wendens der Scholle im Herbst. Bezogen auf den gesamten Bodenkörper bis 30 cm ist – trotz der höheren Werte in der obersten Schicht – die Frässaat dem Pflug beim Humusgehalt um etwa 10%, beim Biomassegehalt um 30% unterlegen. Die Werte für die Stabilität der organischen Substanz weisen aus, daß nur in der obersten Schicht

bei der Minimalbodenbearbeitung eine leicht positive, beim Pflügen jedoch über alle 3 Bodenhorizonte hinweg, eine deutlich positive Humusbilanz vorliegt. Mehr Biomasse in den oberen 5 cm ist selbst dann festgestellt worden, wenn vorher das Stroh abgebrannt wurde (LYNCH u. PANTING 1980).

Bei Direktsaat können höhere N-Verluste durch Denitrifikation auftreten als bei Pflugbearbeitung (COLBOURN u. DOWDELL 1984). Leider treten auch durch *Rhizoctonia* spp. und *Gaeumannomyces graminis* verursachte Fußkrankheiten bei Weizen nach Direktsaat stärker auf (ROVIRA u. VENN 1985).

Günstiger stellt sich die Minimalbodenbearbeitung im Hinblick auf die Tätigkeit der Regenwürmer dar. EHLERS (1975) fand, daß durch Minimalbodenbearbeitung bei der die Oberfläche mit Stroh bedeckt blieb, die Wasserinfiltration in tiefere Bodenschichten wesentlich verbessert wurde. Verantwortlich dafür waren die bis zur Oberfläche reichenden Regenwurmröhrchen, die durch Bodenbearbeitung nicht zerstört wurden. Der Regenwurmbesatz steigt in der Reihenfolge – offener Boden, strohbedeckter Boden, begrünter Boden – wie für Rebanlagen gefunden wurde (SCHRUFTE et al. 1982). Der günstige Einfluß unterlassener oder Minimalbodenbearbeitung auf die Meso- und Makrofauna, insbesondere auf die Regenwürmer wurde mehrfach festgestellt (BAUCHHENS 1983, GRAFF 1964, HOUSE u. PARMELEE 1985, SCHWERTLE 1969). Nach Umstellung von Pflügen auf Direktsaat nimmt das Verhältnis der Regenwurmbzahl bei Direktsaat zu der bei Pflügen ständig zu (BARNES u. ELLIS 1979). Nach 17-jähriger Minimalbodenbearbeitung war die Zahl der Regenwürmer um ein Mehrfaches höher als mit konventioneller Bodenbearbeitung (HOUSE u. PARMELEE 1985). Bei den Enchytraea war es umgekehrt.

Gefördert wurden durch Minimalbodenbearbeitung auch Mikroarthropoden (Milben, Collembolen, Insekten) und räuberische Formen wie Käfer (Coleoptera) und Spinnen. In einer anderen Untersuchung wurde gefunden, daß die Zahl der Arthropoden nach Aussetzen des Pflügens trotz Verwendung des Totalherbizids Paraquat um etwa 35 % zunahm (EDWARDS u. STAFFORD 1979). Es wird angenommen, daß Regenwürmern und Mikroarthropoden bei Minimalbodenbearbeitung eine stärkere Bedeutung beim Abbau organischer Stoffe und im Nährstoffkreislauf zukommt.

Hinsichtlich des Abbaus organischer Residuen bestehen zwischen beiden Systemen wesentliche Unterschiede: Bei konventioneller Bodenbearbeitung mit Pflügen erfolgt eine schnelle Vermischung mit dem Mineralboden. Der rasche Abbau erfolgt in wenigen Schritten hauptsächlich durch die Mikroflora. Bei der Minimalbodenbearbeitung (Direktsaat) kommt es zu einer Anhäufung organischer Residuen und von Pflanzennährstoffen an der Bodenoberfläche. Der Abbau ist langsamer und erfolgt unter starker Beteiligung der Bodenfauna in vielen Schritten. Ob Minimalbodenbearbeitung der konventionellen überlegen ist, entscheidet letztlich der Ertrag. In Großbritannien wurde bei Direktsaatversuchen ohne Verbrennen des Strohs der Kornertrag um 20 % vermindert. Das Strohproblem verringert sich bei Einpflügen. Die Ursache wird in dem Auftreten anaerober Bedingungen,

die bei feuchter Witterung auftreten, gesehen. Es kommt beim anaeroben Abbau zu phytotoxischen Konzentrationen von Essigsäure und anderen organischen Säuren (LYNCH 1984).

Vergleich konventioneller und alternativer Landwirtschaft

»Das »alternative« oder »biologische« Bewirtschaftungssystem unterscheidet sich vom üblichen »konventionellen« vor allem durch seinen höheren Leguminosen- und Futterpflanzenanteil in der Rotation, durch eine stärkere organische und eine verminderte mineralische Düngung, sowie durch einen weitgehenden Verzicht auf die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Leguminosen, Futterpflanzen und organische Düngung fördern im allgemeinen die biologische Aktivität« (SCHRÖDER 1980). Vertreter alternativer Landbaurichtungen geben an, daß ihre Wirtschaftsweise das Bodenleben und die Nährstoffverfügbarkeit besonders fördern würden. Sie betonen (HOFFMANN 1983): »Bodenbearbeitung und Düngung haben sich den Erfordernissen eines intensiven Bodenlebens unterzuordnen und anzupassen«. Auch der »RAT von SACHVERSTÄNDIGEN für UMWELTFRAGEN« gibt in seinem Sondergutachten an, daß die Betriebe des alternativen Landbaus eine vorbildliche Behandlung der organischen Substanz und Humuspflanze praktizieren.

Welchen Einfluß beide Landwirtschaftssysteme auf das Bodenleben ausüben, war Gegenstand verschiedener vergleichender Untersuchungen. SCHRÖDER (1980) fand in der Krume von 5–12 Jahre »biologisch« bewirtschafteten Ackerflächen höhere Dehydrogenaseaktivität und höheren Celluloseabbau, dagegen war der Strohabbau gleich hoch wie bei einer benachbarten Fläche mit »konventioneller« Bewirtschaftung. Bei einer Weiterführung dieser Arbeiten (GEHLEN u. SCHRÖDER 1985) wurden auch höhere Katalaseaktivität, eine höhere mikrobielle Biomasse und mehr Regenwürmer gefunden. Das Ergebnis wird auf die bessere Fruchtfolge und höhere Humusversorgung zurückgeführt. Über noch umfangreichere Versuche wurde jetzt von DIETZ et al. (1985) berichtet. Es handelt sich um 20 über Bayern verstreute Schläge, die mindestens 7 Jahre unter alternativem Anbau waren. »Im Mittel aller 20 Standorte lagen die mikrobiologischen Kennwerte (Biomasse, Aktivität von Katalase, Protease, N-Mineralisierung im Brutversuch) um ca. 10–20 % höher als in benachbartem Boden mit konventioneller Bewirtschaftung. Allerdings waren die Nährstoffgehalte in der Oberkrume deutlich niedriger (NO₃-N 58 %, P₂O₅-CAL 67 %, K₂O-CAL 81 %). Nur die Mg-Gehalte waren um 20 % höher«. Aus der Vielzahl der in Bayern durchgeführten Exaktversuche, in die auch Pflanzenschutzaspekte aufgenommen wurden, läßt sich ableiten, daß weder alleinige organische, noch mineralische Düngung die biologische Komponente der Bodenfruchtbarkeit am meisten fördert. Eine Kombination beider, verbunden mit einem gezielten Pflanzenschutz, erbringt die höchste mikrobielle Biomasse, die höchsten Enzymaktivitäten und auch den höchsten Humusgehalt (BECK 1983).

Schließlich erhebt sich die Frage, ob das Bodengefüge durch unterschiedliche Bewirtschaftung beeinflusst wird. Dafür fanden KLEYER u. BABEL

(1984) keine Anzeichen. Anhand von mikromorphologischen Analysen des Ap-Horizontes stellten die Autoren fest, daß die Gefügebildung durch Regenwürmer und Enchytraeen sich bei benachbarten »biologisch« und »konventionell« bearbeiteten Schlägen kaum unterscheiden.

Diese Beispiele zeigen, daß neben mikrobiologischen auch bodenchemische und bodenphysikalische Parameter zu beachten sind, wenn über die Bodenfruchtbarkeit Aussagen gemacht werden sollen. Aus bodenbiologischer Sicht ist keines der beiden Bewirtschaftungssysteme eindeutig überlegen.

4. Folgerungen für die Praxis

Die Frage, ob die heutigen Wirtschaftsweisen mit ihrem Einfluß auf die Bodenlebewelt die Bodenfruchtbarkeit mindern oder mehr, ist nicht pauschal zu beantworten. Die organische Düngung wirkt sich fast immer günstig aus, wenn sie nicht aus überwiegend leichtabbaubaren Stoffen besteht, bei deren Zersetzung auch Dauerhumus mit abgebaut werden kann. Sie muß so in den Boden eingebracht werden, daß kein Luftabschluß eintritt und anaerobe Prozesse vermieden werden.

Beim Rügenblatt ist die Gefahr besonders groß. Die positive Wirkung organischer Düngung beruht auf einer Anregung des Bodenlebens, das eine Verbesserung der Krümelbildung und -stabilität, sowie die Vermehrung der Grobporen mit sich bringt. Durchlüftung, Wasserspeicherung und Drainage werden verbessert, die Erosionsgefahr nimmt ab. Die mineralisierten Nährstoffe kommen den Pflanzen zugute.

Die mineralische Düngung hat vorwiegend indirekte günstige Wirkungen. Vermehrtes Pflanzen-, insbesondere Wurzelwachstum, bringt mehr organische Stoffe in den Boden und regt zunächst die Rhizosphärenorganismen, dann aber auch die übrigen Glieder der Bodenbiozönose an.

Die Wirkung von Fruchtfolge und Bodenbearbeitung ist in engem Zusammenhang zu sehen. Wegen des Überhandnehmens von Pflanzenkrankheiten und Schädlingen verbieten sich zumeist Monokulturen, obwohl Getreidemonokultur humus-schonender ist als häufiger Hackfruchtanbau. Die Humuswirtschaft wurde durch Anbau von Zwischenfrüchten zur Gründüngung und durch Strohdüngung in viehschwachen Betrieben verbessert. Ernste Sorgen bereitet die Bodenbearbeitung feuchter Böden mit schwerem Gerät, die alle positiven Maßnahmen dauerhaft zunichte machen kann. Leider wirft die Minimalbodenbearbeitung, für die eine positive Wirkung auf die Bodenfauna und der Schutz des Bodens vor Erosion sprechen, noch eine Reihe von Problemen auf, wie erschwerte Bestellung und u. U. Zunahme von Fußkrankheiten. Dieses Bearbeitungssystem birgt sicher noch Entwicklungschancen.

Schließlich sind die sogenannten Alternativen zur konventionellen Landwirtschaft zu erwähnen. Diese sind aus bodenbiologischer Sicht nur dann wirklich überlegen, wenn der konventionell arbeitende Bauer Grundregeln der Landwirtschaft mißachtet.

5. Zusammenfassung

In den letzten Jahrzehnten war der Ackerbau Wandlungen unterworfen, die auch die Bodennutzung und -beanspruchung betrafen. Es wird befürchtet, daß der moderne Ackerbau die Bodenfruchtbarkeit beeinträchtigt und das Bodenleben nachhaltig schädigt. In dem Referat wird ausgehend von der Schilderung der wichtigsten Veränderungen in der Bodenkultur zunächst die Bedeutung des Edaphons (Gesamtheit aller Bodenorganismen) für agrarische Ökosysteme besprochen. Danach werden die Auswirkungen diskutiert, die neuzeitliche Kulturmaßnahmen, wie mineralische und organische Düngung, Bodenbearbeitung und Fruchtfolge, auf das Bodenleben haben. Weitere Abschnitte sind der Minimalbodenbearbeitung sowie den Ergebnissen vergleichender Untersuchungen über die Auswirkungen konventionellen und alternativen Landbaus auf das Edaphon gewidmet.

6. Literatur

- ANDERSON, J. P. E. u. DOMSCH, K. H. (1975): Measurement of bacterial and fungal contributions to respiration of selected agricultural and forest soils. *Can. J. Microbiol.* 21, 314–322.
- BACHTHALER, G., BECK, Th., BEHRINGER, P. u. BORCHERT, H. (1985): Kornträge, Schaderregerauftreten und Bodenzustand bei einem Weizendaueranbau (1968 bis 1982) innerhalb einer 30-jährigen Getreiderotation. – *Bodenkultur* 36, 213–235.
- BAUCHHENS, J. (1983): Die Bedeutung der Bodentiere für die Bodenfruchtbarkeit und die Auswirkung landwirtschaftlicher Maßnahmen auf die Bodenfauna. – *Kali-Briefe (Büntehof)* 16, 529–548.
- BARNES, B. T. u. ELLIS, F. B. (1979): Effects of different methods of cultivation and direct drilling, and disposal of straw residues, on populations of earthworms. – *J. Soil Sci.* 30, 669–679.
- BECK, Th. (1983): Mehr Bodenleben durch alternativen Landbau? – *DLG-Mitteilgn.* 98 (3), 144–146.
- (1984): Der Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf bodenmikrobiologische Eigenschaften und die Stabilität der organischen Substanz in Böden. – *Kali-Briefe (Büntehof)* 17, 331–340.
- BÖNISCHOVÁ-FRANKLOVÁ, S. (1980): Einfluß der gesteigerten Düngungsgaben auf die potentielle Aktivität der Bodenmikroflora. – *Rostl. Vyroba*, 26, 89–95.
- BUNDESMINISTER des INNEREN (Ed.) (1985): Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung; W. Kohlhammer, Stuttgart u. Mainz.
- BUNDESMINISTERIUM für ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT und FORSTEN (BML): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland – Verlag Paul Parey, Hamburg – Berlin (1956–1975) und Landwirtschaftsverlag Münster – Hiltrup (1976–1985).
- COLBOURN, P. u. DOWDELL, R. J. (1984): Denitrification in field soils. – *Pl. Soil*, 76, 213–226.
- DIETZ, Th., BORCHERT, H. u. BECK, Th. (1985): Bodenphysikalische, -chemische und -biologische Vergleichsuntersuchungen auf konventionell und alternativ bewirtschafteten Betriebsschlägen. – *VDLUFA-Schriftenreihe*, H. 14, 58–59.

- DOMSCH, K. H. (1985):
Funktionen und Belastbarkeit des Bodens aus der Sicht der Bodenmikrobiologie. Materialien zur Umweltforschung, Nr. 13. Herausgeber: Rat von Sachverständigen für Umweltfragen; W. Kohlhammer, Stuttgart u. Mainz.
- DUNGER, W. (1983):
Tiere im Boden; Neue Brehm-Bücherei, A. Ziemsen, Wittenberg.
- EDWARDS, C. A. u. STAFFORD, C. J. (1979):
Interactions between herbicides and the soil fauna: - Ann. Appl. Biol. 91, 132-137.
- EHLERS, W. (1975):
Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soil. - Soil Sci 119, 242-249.
- GEHLEN, P. u. SCHRÖDER, D. (1985):
Enzymtätigkeiten, mikrobielle Biomasse und Regenwurmbesatz in »biologisch« und »konventionell« bewirtschafteten Böden unterschiedlicher Nutzung. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43/II, 643-648.
- GRAFF, O. (1964):
Untersuchungen über die Bodenfauna im Ackerboden. - Habil.-Schrift, Gießen.
- HOFFMANN, M. (1964):
Bodenbearbeitung im alternativen Landbau. Landtechnik. 38, 55-57.
- HOUSE, G. J. u. PARMELEE, R. W. (1985):
Comparison of soil arthropods and earthworms from conventional and no-tillage agrosystems. Soil and Tillage Res. 5, 351-360.
- JENKINSON, D. S. u. LADD, J. N. (1981):
Microbial biomass in soil: Measurement and turnover; In: PAUL, E. A. u. LADD, J. N. (Eds.): Soil Biochemistry, Vol. 5. S. 415-471; M. Decker, New York - Basel.
- KLEYER, M. u. BABEL, U. (1984):
Gefügebildung durch Bodentiere in »konventionell« und »biologisch« bewirtschafteten Ackerböden. - Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 147, 98-109.
- KNAUER, N. (1985):
»Natürliche« oder »agrarische« Ökosysteme; In: Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft (Herausgeber): Unsere Landwirtschaft - eine Zwischenbilanz; DLG-Verlag, S. 145-163, Frankfurt/Main.
- LYNCH, J. M. (1984):
Interactions between biological processes, cultivation and soil structure. - Pl. Soil 76, 307-318.
- LYNCH, J. M. u. PANTING, L. M. (1980):
Cultivation and the soil biomass. - Soil Biol. Biochem. 12, 29-33.
- MEYER, B. (1985):
Moderner Acker- und Pflanzenbau aus Sicht der Gestaltung des Bodengefüges durch Bodenbearbeitung; In: BASF (Ed.): Unser Boden S. 111-134, Verlag Wissenschaft u. Politik, Köln.
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1985):
Umweltprobleme der Landwirtschaft, Sondergutachten; W. Kohlhammer, Stuttgart u. Mainz.
- ROVIRA, A. D. u. VENN, N. R. (1985):
Effect of rotation and tillage on take-all and Rhizoctonia root rot in wheat; In: PARKER, C. A., ROVIRA, A. D., MOORE, K. J., WONG, P. T. W. u. KOLLMORGEN, J. F. (Eds.): Ecology and management of soilborne plant pathogens. S. 255-258. - Am. Phytopathol. Soc., St. Paul, Minn.
- SCHRÖDER, D. (1980):
Stroh- und Zelluloseabbau sowie Dehydrogenaseaktivität in »biologisch« und »konventionell« bewirtschafteten Böden. - Landwirtsch. Forsch. 37. Sonderh., 169-175.
- SCHRÖDER, D., HOFFMANN, G. u. WERITZ, N. (1985):
Ausprägung von Parametern der Bodenfruchtbarkeit in viehhaltenden und viehlosen Betrieben. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43/II, 685-690.
- SCHRÖDER, D. u. URBAN, B. (1985):
Bodenatmung, Celluloseabbau und Dehydrogenaseaktivität in verschiedenen Böden und ihre Beziehungen zur organischen Substanz sowie Bodeneigenschaften. - Landwirtsch. Forsch. 38, 166-172.
- SCHRUF, G., ULSHÖFER, W. u. WEGNER, G. (1982):
Faunistisch-ökologische Untersuchungen von Regenwürmern (Lumbricidae) in Rebanlagen. - Weinwissenschaft 37, 11-35.
- SCHWERDTLE, F. (1969):
Untersuchungen zur Populationsdichte von Regenwürmern bei herkömmlicher Bodenbearbeitung und bei »Direktsaat«. - Z. Pflanzenkr. Pflanzenschutz, 76, 635-641.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (Ed.) (1985):
Wirtschaft und Statistik. H. 1, W. Kohlhammer, Stuttgart u. Mainz.
- SHIPTON, P. J. (1967):
Take-all decline. Proc. Fourth Brit. Insecticide and Fungicide Conference, Vol. 1, 96-107.
- TROLLDENIER, G. (1969):
Einfluß variiert Mineralstoffangebote auf den mikrobiellen Kohlenhydratabbau. - Landwirtsch. Forsch. 23/II. Sonderh. 88-101.
- (1971):
Bodenbiologie - Die Bodenorganismen im Haushalt der Natur; Kosmos Franckh, Stuttgart.
- VETTER, H. (1985):
Moderner Acker- und Pflanzenbau aus Sicht der organischen Düngung; In: BASF (Ed.): Unser Boden. S. 139-156. Verlag Wissenschaft und Politik, Köln.
- WELTE, E. u. TIMMERMANN, F. (1985):
Düngung und Umwelt. Materialien zur Umweltforschung Nr. 12. Herausgeber: Rat von Sachverständigen für Umweltfragen; W. Kohlhammer, Stuttgart u. Mainz.
- WONG, P. T. W. (1985):
Interactions between microbial residents of cereal roots. In: PARKER, C. A., ROVIRA, A. D., MOORE, K. J., WONG, P. T. W. u. KOLLMORGEN, J. F. (Eds.): Ecology and management of soilborne plant pathogens. S. 144-147. - Am. Phytopathol. Soc., St. Paul, Minn.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Günter Trolldenier
Landwirtschaftliche Forschungsanstalt Büntehof
Bünteweg 8
3000 Hannover 71

Veränderungen der Bodenfauna von Almflächen unter dem Einfluß der Beweidung

Werner Topp

1. Einleitung

Über die Bodenfauna der Alpen ist in Einzelveröffentlichungen (u. a. TOPP 1975) und zusammenfassend von FRANZ (1979) berichtet worden. Diese Arbeiten befaßten sich überwiegend mit Bestandsaufnahmen von Lebensgemeinschaften und ihren Veränderungen, wie sie durch Topographie, Höhenlage, Biotopstruktur u. a. hervorgerufen werden.

Lebensgemeinschaften können aber auch durch anthropogenen Einfluß verändert werden. Dies zeigten besonders deutlich Untersuchungen, die im Rahmen des MaB-Hochgebirgsprogramms Hohe Tauern durchgeführt wurden (CERNUSCA 1978, FRANZ 1985). Denn Gebirgsböden reagieren wegen ihrer Bodenbildungsbedingungen besonders empfindlich, so daß leichte Störungen bereits zu irreversiblen Veränderungen der Bodenstruktur führen können.

Veränderungen der Bodeneigenschaften wirken sich unmittelbar auf die Bodenfauna aus. Dies konnte an Gebirgsböden sowohl für die epigäische Makrofauna (THALER 1977) als auch für die Mikrofauna (FOISSNER et al. 1982) nachgewiesen werden. Untersuchungen zur Protozoenfauna einer planierten Skipiste machten wahrscheinlich, daß als wesentliche Ursachen für die Veränderungen der Mikrofauna die Verringerung von Porenvolumen und Wassergehalt gelten dürften (BERGER et al. 1985).

Doch nicht nur durch den Einfluß des Tourismus, auch durch traditionelle Nutzungen wie der Beweidung von Almflächen und der Waldweidewirtschaft können Veränderungen von Bodeneigenschaften und Bodenfauna hervorgerufen werden. – Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es, den möglichen Einfluß der Trittbelastung auf die Makro- und Mesofauna des Bodens zu erfassen.

Danksagung

Die Freilandarbeiten führten überwiegend Dr. F. BOLLER und Dipl. Biol. W. SILKENAT durch. Die Untersuchungen wurden mit Mitteln des Umweltbundesamtes (Förderungskennzeichen: FO 03/3/9) gefördert. Hierfür sei an dieser Stelle recht herzlich gedankt.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden im Herbst 1983, 1984 und im Herbst 1985 durchgeführt. Als Untersuchungsgebiete dienten in den beiden ersten Jahren Almflächen der Berchtesgadener Alpen oberhalb der Jenner-Mittelstation in etwa 1200 m Höhe sowie zwei weitere Probeflächen im Bereich der Gotzentalm, die 1984 besammelt wurden. Außerdem konnten 1985 weitere Probeflächen in die Untersuchungen einbezogen werden, die in der Nähe der Jenner-Mittelstation gelegen, einer unterschiedlich intensiven Waldweidenutzung ausgesetzt sind. Die Fauna wurde mit unterschiedlichen Methoden

erfaßt. Regenwürmer wurden sowohl durch Handauslesen gesammelt als auch mit Hilfe eines Kempson-Extraktors aus Bodenproben getrieben. Diese hatten eine Größe von 1/16 m². Dabei wurden die Bodenproben so entnommen, daß die Möglichkeit bestand, die in 20 cm Tiefe senkrecht verlaufenden Regenwurmröhren auszuzählen und zu vermessen. Die für den Kempson-Extraktor entnommenen Bodenproben dienten auch zur Erfassung der Makroarthropoden.

Die Besiedlungsdichte der Enchytraeiden konnte mit O'Connor-Auslesegeräten bestimmt werden. Hierzu dienten Proben mit einer Oberfläche von 50 cm² und einer Mächtigkeit von 8 cm. Diese wurden in 4 Teilflächen zu 2,0 cm getrennt.

Die Probeflächen zur Erfassung der Mesofauna hatten einen Durchmesser von 5,5 cm. Die Besiedlungsdichte wurde bis zu einer Tiefe von 10 cm ermittelt, dabei wurden 4 Teilflächen mit jeweils 2,5 cm Mächtigkeit unterschieden.

In allen Untersuchungsflächen wurden monatlich für die erwähnten Sammeltechniken mindestens 4 bis 6 Parallelproben nach zufällig erfolgter Stichprobe entnommen.

Bei der Auswahl der zu vergleichenden Standorte, wie den zwei Almweiden an der Jenner-Mittelstation, jenen zwei an der Gotzentalm sowie den beiden Flächen mit unterschiedlicher Waldweidenutzung, wurde darauf geachtet, daß sie möglichst aneinander angrenzten, gleiche Höhenlage, Exposition, Hangneigung und den gleichen Bodenuntergrund aufwiesen.

Die Besiedlungsdichten der einander entsprechenden Flächen wurden verglichen. Dabei wurde nicht unterschieden, ob die Veränderungen unmittelbar durch die physikalischen Veränderungen der Böden bedingt sind (vgl. HORN 1985 a. b.) oder ob hier ein mittelbarer Einfluß durch die Flora vorliegt (SPATZ 1978), Besiedlungsunterschiede durch unterschiedliche Anreicherungen pflanzlichen Detritus erfolgten oder diese durch bodenchemische Prozesse bedingt sind, die wiederum als Folge unterschiedlich intensiver Trittbelastung in verschiedener Weise ablaufen können.

Die zulässige Auftriebsdichte der Almweiden liegt im Bereich der Jenner-Mittelstation bei 1,5 GVE und an der Gotzentalm bei 2,0 GVE. Die angrenzenden Vergleichsflächen dienten der Mahd und wurden nur während des Almauf- und abtriebs als Weideland genutzt.

3. Ergebnisse

3.1 Lumbricidae

Regenwürmer sind von den verschiedenen Tiergruppen, die den Boden besiedeln, möglicherweise eine der wichtigsten Einflußgrößen auf die Bodenformation. Auch wenn sie numerisch nicht dominant sind, so wirken sie durch ihre Größe und ihre Aktivität auf Pedogenese und Aufrechterhaltung von Bodenfruchtbarkeit.

Ihre Populationsdichte kann einige wenige Individuen je m^2 betragen, aber auch bis auf 1000 Individuen je m^2 ansteigen. Dabei wird die Dichte der Besiedlung von zahlreichen Faktoren beeinflusst. Unter diesen haben der Bodentyp, der pH-Wert, seine Wasserkapazität, Niederschläge, einwirkende Temperaturen und nicht zuletzt die Verfügbarkeit organischer Substanz besondere Bedeutung. - Populationsdichten auf Ackerland erreichen selten höhere Werte als 100 Individuen/ m^2 , während auf Mahd- und Weideland durchschnittlich bis zu 400 Individuen/ m^2 auftreten können (EDWARDS 1986).

Diese nach Literaturdaten für Mahd- und Weideland kennzeichnenden Populationsdichten wurden auch auf den Almflächen erreicht, die durch geringe Trittbelastung gekennzeichnet waren. So betrug die durchschnittliche Besatzdichte an der Jenner-Mittelstation 300 ± 96 Ind./ m^2 , während an der Gotzentalm eine Dichte von 313 ± 110 Ind./ m^2 ermittelt wurde. Diese Werte beziehen sich auf den Jahresdurchschnitt von 1984.

Die Besiedlungsdichten der an diese Flächen angrenzenden Almweiden, die während der gesamten Vegetationsperiode beweidet wurden, lagen in allen Monaten unserer Untersuchungen, die von Mai bis Oktober durchgeführt wurden, deutlich unter den Vergleichswerten. So kamen an der Jenner-Mittelstation auf den intensiv beweideten Flächen im Jahresdurchschnitt nur noch 51 ± 33 Ind./ m^2 vor, während auf der entsprechenden Fläche an der Gotzentalm durchschnittlich 74 ± 36 Ind./ m^2 lebten (Abbildung 1).

Nicht nur die Anzahl der Regenwürmer pro Fläche ist ein gutes Maß für die Besiedlungsdichte. Eine entsprechende Information läßt sich auch durch die Biomasse pro Flächeneinheit gewinnen. Vergleiche der Biomasse wurden herangezogen, um zu

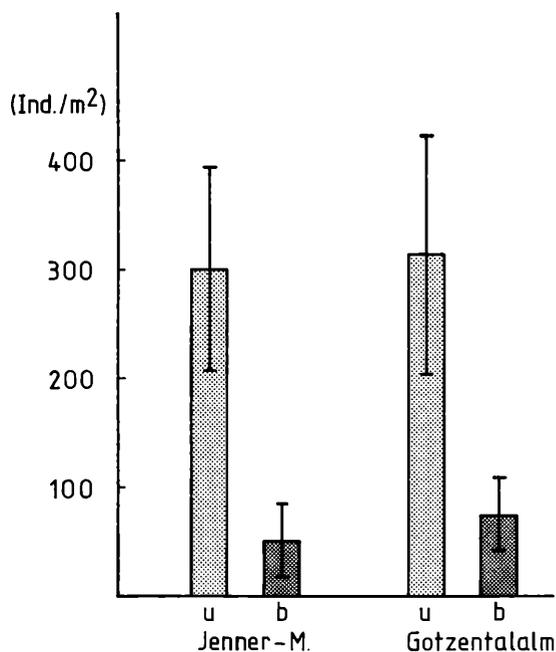


Abbildung 1

Durchschnittliche Besiedlungsdichte (Ind./ m^2) von Regenwürmern auf Flächen mit unterschiedlich intensiver Trittbelastung. Untersuchungsflächen: Jenner-Mittelstation und Gotzentalm.

u = wenig belastet, b = intensive Trittbelastung durch Weidewirtschaft ($x \pm 95\%$ -VB).

überprüfen, ob es sich bei der höheren Besiedlungsdichte in den weniger stark belasteten Probestellen um eine größere Anzahl von großen und somit geschlechtsreifen oder subadulten Tieren handelte oder ob hier die große Individuenzahl auf eine geringere Mortalität der juvenilen Stadien zurückzuführen ist.

Abbildung 2 gibt die durchschnittliche Biomasse (Trockengewicht) an, die in jedem Monat der Untersuchungen erhalten wurde. Wird die Biomasse (g/m^2) im Jahresdurchschnitt errechnet, der Quotient aus den Biomassewerten und Individuenzahlen der wenig belasteten Flächen bestimmt und mit dem der intensiv durch Trittbelastung beeinflussten Almweiden verglichen, so ließe sich folgern, wenn kein signifikanter Unterschied zwischen den Quotienten vorläge, daß die Populationsstruktur in den durch intensive Beweidung belasteten Flächen gleichmäßig beeinträchtigt würde, somit keine Verschiebung in der Altersstruktur der Individuen stattfände.

Diese Folgerung kann aber nur dann gültig sein, wenn keine Veränderungen der Artenzusammensetzung von den wenig zu den intensiv belasteten Flächen auftraten. Untersuchungen hierzu wurden an der Jenner-Mittelstation im Herbst 1983 durchgeführt (Tabelle 1).

Tabelle 1

Verteilung der Regenwürmer (Ind./ m^2) in den Probestellen von Almweiden an der Jenner-Mittelstation

(1 = extensiv beweidet, 2 = intensiv beweidet, 3 = intensiv beweidet mit sichtbaren Trittschäden im Quellhorizontbereich) unterschieden nach adulten/juvenilen Individuen.

	1	2	3
<i>Lubricus rubellus</i>	5/72	-/16	-/14
<i>Lumbricus castaneus</i>	5/-	-/-	-/-
<i>Octolasion lacteum</i>	19/40	-/5	4/2
<i>Allolobophora rosea</i>	3/32	-/14	-/14
<i>Dendrobaena octaedra</i>	5/13	-/2	-/-
<i>Dendrobaena rubida</i>	2/-	-/-	-/-
<i>Eiseniella tetraedra</i>	-/-	-/-	6/24
<i>Eisenia fetida</i>	-/-	-/-	-/4

Die Befunde zeigten, daß alle häufigeren Arten, welche die extensiv beweideten Flächen kennzeichneten auch auf den durch intensive Beweidung belasteten Flächen vorkamen. Dabei schienen einige Arten, wie *Octolasion lacteum*, durch Trittbelastung stärker beeinträchtigt zu werden als andere (z. B. *Allolobophora rosea*). Auffallend war, daß bei diesen Aufsammlungen in der Probestelle 2 keine adulten Tiere vorkamen. Dies mag auf die vergleichsweise geringe Besiedlungsdichte zurückzuführen sein.

Vergleiche von Individuenzahlen und Biomassewerte aber wiesen darauf hin, daß die Populationen bei Trittbelastung gleichmäßig beeinträchtigt werden dürften und keine Verschiebung in den Altersstrukturen zu erwarten ist.

Die Probestelle 3 kennzeichnet einen Bereich, in der die Bodenoberfläche vollkommen durchknetet war, nur noch vereinzelt Gramineenbewuchs auftrat und es zur Bildung von Staunässe kam. Hier lebten zusätzlich die semiaquatische Art *Eiseniella tetraedra* und *Eisenia fetida*. Letztere ist in Norddeutschland synanthrop gebunden und lebt dort

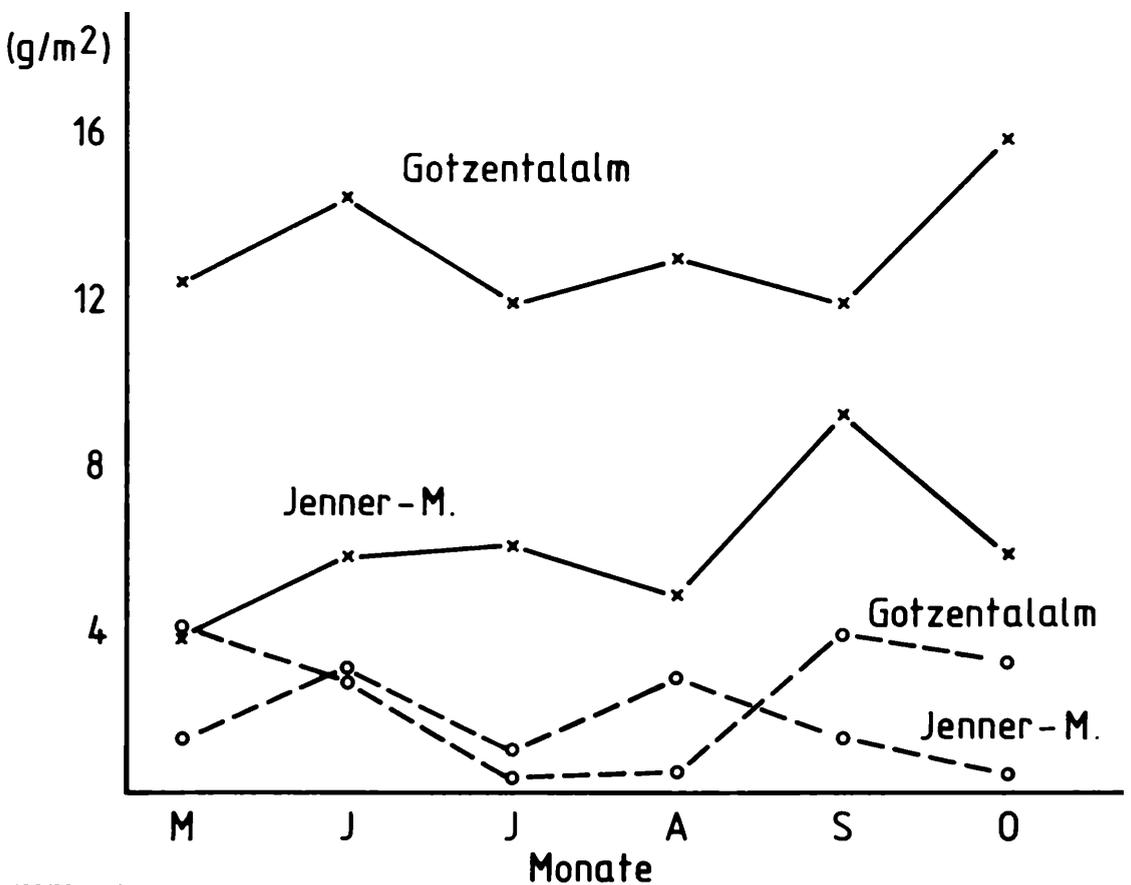


Abbildung 2

Durchschnittliche Biomasse (g/m^2) der Regenwürmer im Jahresgang von Mai bis Oktober im Bereich der Gotzentalm und der Jenner-Mittelstation.

x — x wenig belastete Flächen, o — o intensive Trittbelastung durch Weidewirtschaft.

ausschließlich in Mist- und Komposthaufen. Beide Arten haben für Kulturböden keine Bedeutung.

Die Aktivität von Regenwürmern läßt sich einerseits durch Konsumptionsraten ermitteln - Untersuchungen hierzu wurden mit *L. rubellus* durchgeführt (DICKSCHEN et al. 1986) - andererseits aber kann durch die Anzahl von Wohnröhren pro Flächeneinheit auf die Grabtätigkeit geschlossen werden.

Die Daten in Abbildung 3 zeigen, daß das von den Regenwürmern angelegte und senkrecht verlaufende Wasserleitungs- und Durchlüftungssystem während des Jahres unabhängig von der Besiedlungsdichte erhalten blieb. (Im Juni war die Individuendichte in den obersten 20 cm etwa doppelt so groß wie im Oktober). Deutlich unterschiedlich aber war die Anzahl der Röhren, wenn man wenig belastete und intensiv belastete Flächen miteinander verglich. Hier war eine enge Korrelation zur durchschnittlichen Besiedlungsdichte festzustellen.

Die durch einen zeitmäßig begrenzten Weideauftrieb nur geringfügig belasteten Flächen wiesen sowohl an der Jenner-Mittelstation als auch an der Gotzentalm etwa die vierfache Anzahl an senkrecht verlaufenden Bodenröhren im Vergleich zu den intensiv genutzten Almflächen auf. Diese Beobachtung sollte ein unmittelbarer Hinweis für die Durchlüftung der Böden und ihre Wasserführung sein und als Maß sowohl hinsichtlich der Penetration von Sickerwasser als auch hinsichtlich oberflächlich abfließender Niederschläge gelten können.

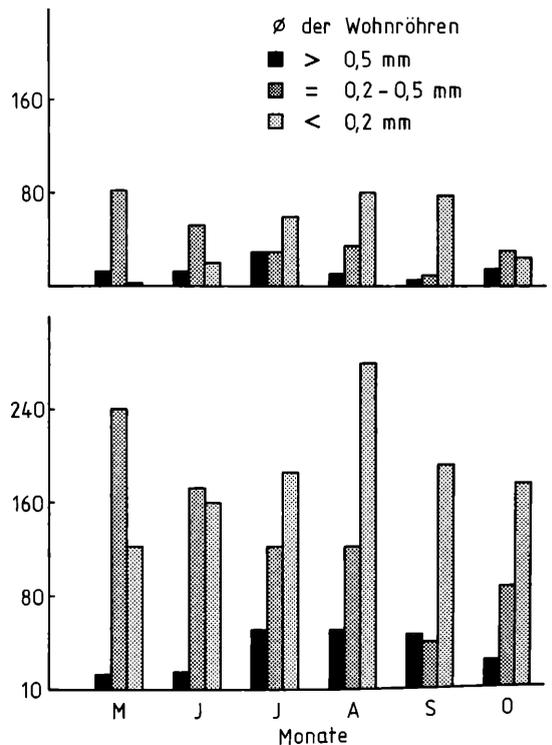


Abbildung 3

Aktivität der Regenwürmer, gemessen an der Anzahl der senkrecht verlaufenden Wohnröhren/ m^2 im Bereich der Jenner-Mittelstation. Oben: Fläche mit intensiver Trittbelastung durch Weidewirtschaft; unten: angrenzende Vergleichsfläche mit geringer Trittbelastung.

3.2 Coleoptera

Die biologische Aktivität, Diversität und Vernetzung erreicht in den meisten terrestrischen Ökosystemen an der Bodenoberfläche, in den als Auflage ausgebildeten Humusschichten und dem obersten Horizont des Mineralbodens ihre absolut größten Werte. Dies liegt nicht zuletzt an der großen taxonomischen und funktionsbiologischen Vielzahl der Käfer. Gehören doch zu dieser Ordnung etwa 40% aller bekannten Insekten oder etwa 1/3 aller bekannten Tierarten. Auch in den Bodenproben der Berchtesgadener Alpen waren die Käfer die weitaus arten- und formenreichste Tiergruppe.

In Tabelle 2 sind die Arten der Käferfamilien, die in den Probeflächen auftraten, nach vier ökologischen Gruppen unterteilt. Gruppe 1 umfaßt Arten, die für den Boden unbedeutend sind, diesen als Winterlager benutzen oder zufällig dorthin gelangen. Gruppe 2 schließt jene Arten ein, deren Aktivitäten auf diskrete Habitate wie Baumstümpfe, Aas, Dung u. a. konzentriert sind. Gruppe 3 umfaßt Tiere, die im Lückensystem von Mineralboden und Auflageschicht oder auf der Bodenoberfläche vorkommen. Gruppe 4 berücksichtigt nur solche Käfer, die durch ihre Aktivität die Bodenstruktur verändern.

Von den Arten der Gruppe 4 geht nicht nur eine mechanische Wirkung auf das Bodengefüge aus, sondern es handelt sich bei ihnen um wichtige Prädatoren an anderen Bodentieren oder um Phytophage, die an Wurzeln fressen aber auch abgestorbene organische Substanz aufnehmen und gleichzeitig an der Abundanz und Verbreitung der Mikroorganismen beteiligt sind. Beispiele hierfür gaben der Laufkäfer *Clivina fossor* bzw. Elateridenlarven und die in den Alpen zahlreichen *Otiorrhynchus* - ssp.

Die Käfer waren in ihrer Verteilung sehr stark aggregiert. Entweder traten sie deutlich gehäuft auf, wie Individuen der Staphyliniden *Atheta putrida*, *Leptusa globulicollis* und *Meotica apicalis*, oder sie waren in den Probeflächen nur spärlich vertreten. Trotz der deutlich verschiedenen Besiedlungsdichten in den Probeflächen kamen in fast allen Monaten signifikant mehr Individuen auf den Flächen mit

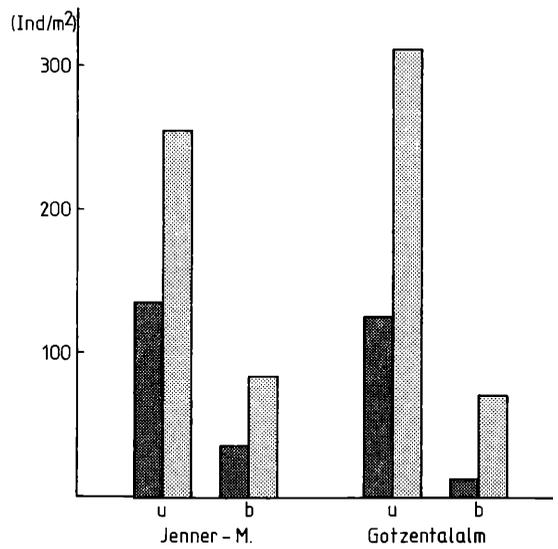


Abbildung 4

Durchschnittliche Besiedlungsdichte (Ind./m²) für Käfer (= dunkle Säulen) und Käferlarven (= helle Säulen) auf Flächen mit unterschiedlich intensiver Trittbelastung. Weitere Erklärung s. Abbildung 1.

extensiver Trittbelastung vor. So betrug die Besiedlungsdichte im Jahresdurchschnitt 124 Ind./m² (Gotzentalalm) bzw. 136 Ind./m² (Jenner-Mittelstation). Auf den Flächen mit intensiver Beweidung lag die Dichte nur noch bei 13 Ind./m² an der Gotzentalalm und bei 37 Ind./m² an der Jenner-Mittelstation. – Ähnliche Veränderungen in der Besiedlung konnten auch für die Käferlarven (Abbildung 4) festgestellt werden.

Bei einer nach taxonomischen und funktionsbiologischen Kriterien so unterschiedlichen Tiergruppe wie die der Käfer war es denkbar, daß einige Arten bei intensiver Beweidung besonders stark zurückgedrängt wurden, andere aber begünstigt waren und wiederum andere indifferent reagierten.

Die Befunde aber zeigten, daß auf den intensiv beweideten Flächen nicht nur die Individuen aller ökologischer Gruppen (Tabelle 2) abnahmen, sondern auch keine einzige Art ihre Populationsdichte vergrößern oder aufrechterhalten konnte. Alle Arten

Tabelle 2

Ökologische Gruppierungen der in den Probeflächen gefundenen Käferarten (Zahlen = Arten/Familie)

	1 Zufalls- funde	2 in diskre- ten Habita- ten	3 im Lückensystem oder Bodenober- fläche	4 aktive Grabtätig- keit
Carabidae		-	13	2
Staphylinidae		3	55	
Scydmaenidae	-		1	
Hydrophilidae	1	2	-	
Catopidae		-	1	
Silphidae	-	1		
Dryopidae	1			-
Elateridae			-	1
Ptiliidae			1	
Scarabaeida	-	1		
Nitidulidae	1		-	
Byrrhidae	-		1	
Chrysomelidae	4		2	-
Curculionidae	5		7	11

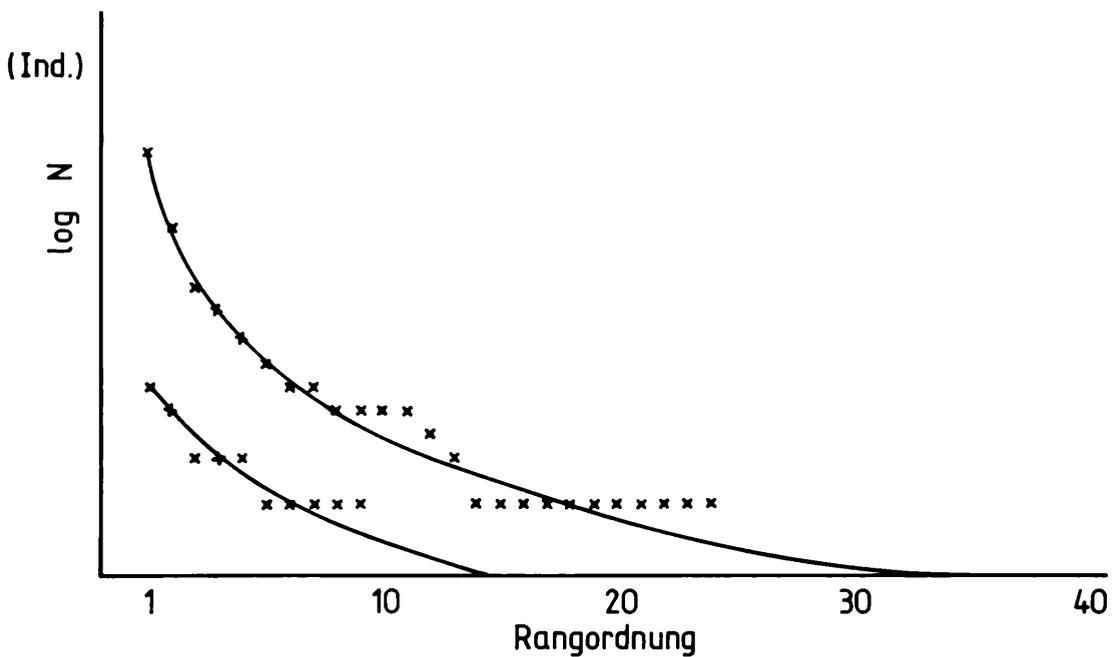


Abbildung 5

Artensequenz-Abundanzkurven für die Käfer-Lebensgemeinschaften auf den Flächen im Bereich der Jenner-Mittelstation. Obere Kurve: Rangordnung für die wenig belastete Fläche, untere Kurve: Rangordnung für die Fläche mit intensiver Trittbelastung durch Weidewirtschaft.

wurden durch die Trittbelastung beeinträchtigt. Dies wird in Abbildung 5 veranschaulicht, in der die Arten nach ihrer Rangordnung von der häufigsten bis zu der seltensten Art erfaßt sind. Die obere Kurve kennzeichnet die Arten-Individuen-Zusammensetzung in jener Fläche mit geringer Trittbelastung. Die untere Kurve beschreibt hingegen die Arten-Individuen-Zusammensetzung für die Fläche mit intensiver Beweidung.

Vielfach werden unter anthropogenem Einfluß einige Arten begünstigt, so daß sich die Dominanzverhältnisse in Lebensräumen verändern und es folglich zur Verringerung der Diversität von Lebensgemeinschaften kommt (u. a. TOPP 1986). Unter dem Einfluß unterschiedlich intensiver Beweidung aber konnte keine Veränderung in der Diversität der Käfer-Lebensgemeinschaft festgestellt werden. Die Arten-Individuen-Beziehungen ergaben z. B. für das an der Jenner-Mittelstation nur kurzfristig zur Beweidung genutzte Areal eine Diversität von $H = 2,79$, während auf der angrenzenden Weidefläche eine Diversität von $H = 2,70$ errechnet wurde. Deutlich verschieden war in beiden Flächen hingegen die Artenzahl.

3.3 Weitere Tiergruppen der Almflächen

Veränderungen in der Besiedlungsdichte wurden auch bei anderen Tiergruppen festgestellt. So bei den Enchytraeiden, die – wie für die Käfer erwähnt – in den ausgewählten Untersuchungsflächen deutlich aggregiert auftraten. Fast immer lagen Proben mit relativ wenigen Individuen (20 bis 50 Tiere auf 50 cm^2) neben solchen, bei denen die Individuenzahl auf 400 bis 500 Tiere/ 50 cm^2 anstieg. Die Anzahl von 16 Proben für jeden Monat und jede Untersuchungsfläche reichte nicht aus, um monatlich zu statistisch formal abgesicherten Daten zu gelangen.

Die Unterschiede im Jahresdurchschnitt sind in Tabelle 3 angegeben.

Von den Tieren der Mesofauna nahm die Besiedlungsdichte der Collembolen mit der Intensität der Beweidung ab.

Die Bestandesdichte dieser Tiergruppe ist in Streu und oberster Bodenschicht oft sehr groß und kann von 10.000 bis zu 100.000 Ind./m^2 reichen (u. a. HALE 1967, HEALEY 1971). In den ausgewählten Untersuchungsflächen war die Dichte an der Gotzentalm auffallend hoch, sofern die Beweidung nur kurzfristig erfolgte. Hier lag der ermittelte jährliche Durchschnittswert bei 81.300 Ind./m^2 (Maximum in Juni: 183.300 Ind./m^2). Auf den intensiv beweideten Flächen war die Dichte deutlich niedriger und mit 11.800 Ind./m^2 im unteren Bereich der für mitteleuropäische Böden festgestellten Besatzdichte.

Auch im Bereich der Jenner-Mittelstation schien sich die intensive Trittbelastung durch Rinder auf die Faunendichte der Collembolen auszuwirken, wenn der Unterschied auch weniger deutlich ausfiel als an der Gotzentalm. Hier lagen die Durchschnittswerte bei 49.400 Ind./m^2 bzw. bei 21.300 Ind./m^2 (Tabelle 3).

Wie für die Käferfauna, so konnte auch für die Collembolenfauna die Diversität oder Äquität nicht als Maß einer unterschiedlichen Intensität der Beweidung verwendet werden.

Im Gegensatz zu allen bisher erwähnten Tiergruppen wurde die Besiedlungsdichte der Milben offenbar nicht durch die Beweidung beeinflusst. Vielmehr zeigte sich die Tendenz einer Individuenzunahme auf den regelmäßig beweideten Flächen (Tabelle 3). Über die bisher erwähnten Tiergruppen hinaus wurden auch die Diplopoda, Chilopoda, Gastropoda und Dipterenlarven ausgewertet. Ihre Individuendichte erwies sich allerdings als zu gering, um diese für einen Vergleich der Flächen heranziehen zu können.

Tabelle 3

Besiedlungsdichte von Enchytraeidae und Mikroarthropoden auf Almflächen mit unterschiedlich intensiver Beweidung (u = Beweidung erfolgte nur zeitweise, b = Beweidung erfolgte während der gesamten Vegetationsperiode).

		Jenner-Mittelstation		Gotzentalm	
		a	b	a	b
Enchytraeidae	(Ind./m ²)	3.550	2.450	3.900	900
Enchytraeidae	(mg/m ²)	162	90	163	29
Collembola	(Ind./m ²)	49.400	21.300	81.300	11.800
Acarina	(Ind./m ²)	24.000	28.000	35.000	67.000

3.4 Wald-Waldweide

Fichtenwälder sind meistens durch eine geringe Populationsdichte von Regenwürmern gekennzeichnet. Doch auch hier könnte ein Vergleich von zwei Flächen, die weitgehend durch gleiche Parameter gekennzeichnet sind und von uns hinsichtlich ihrer Höhenlage, Hangneigung, Exposition und Bewaldung als gleich angesehen wurden zu erkennen geben, welchen Einfluß die Waldweidewirtschaft auf die Bodenfauna hat.

In einem Fichtenstandort, der nur selten von Rindern betreten wurde, konnten wir eine Besiedlungsdichte von 70 Ind./m² feststellen. In dem Vergleichsstandort, der von Rindern regelmäßig beweidet wurde und der stellenweise durch tief ausgetretene Pfade gekennzeichnet war, lebten nur 16 Ind./m². Auch Myriopoda und Gastropoda waren in der als Waldweide dienenden Fläche seltener. Käfer und Dipteren wurden hier in ihrer Häufigkeit offenbar nicht beeinflusst.

Tabelle 4

Besiedlungsdichte (Ind./m²) verschiedener Tiergruppen in Fichtenstandorten mit unterschiedlich intensiver Waldweidewirtschaft

	Fichtenstandorte	
	selten beweidet	als Waldweide
Lumbricidae	70	16
Coleoptera-Imagines	24	32
Coleoptera-Larvae	101	150
Diptera-Larvae	85	133
Myriopoda	123	51
Gastropoda	29	1

Tabelle 5

Pedologische Wirkungen der Bodenfauna (in Anlehnung an HOLE 1981, aus GREENSLADE 1986)

	Lumbricidae	Coleoptera
1. Durchmischung (»Bioturbation«)	+	(+)
2. Bildung von Gangsystemen	+	(+)
3. Auffüllen der Gangsysteme	+	(+)
4. Regulation der Bodenerosion (Ton-Humus-Komplexe)	+	
5. Regulation des Wasser- und Lufthaushalts	+	(+)
6. Einfluß auf Bodenstreu	+	+
7. Einfluß auf Tierkadaver	+	+
8. Regulation des Nährstoffhaushalts	+	+
9. Regulation der Lebensgemeinschaften	(+)	+
10. Bildung besonderer Strukturen	+	+

4. Diskussion

Welche Konsequenzen sind aus der Pauperisation der Fauna auf beweideten Flächen zu ziehen? Welche Richtlinien ergeben sich für zukünftige Nutzungen?

Es wird kaum möglich sein vom jetzigen Wissensstand auf diese Fragen allgemeingültige Antworten zu geben, da bodenexterne Steuerungsgrößen wie Höhenlage, Hangneigung, Exposition und bodeninterne Steuerungsgrößen wie die Parameter des Bodenprofils und das geologische Ausgangsmaterial verschieden sein können, es darüber hinaus außerdem zu schwankenden Einflüssen abiotischer Faktoren kommen kann und ihre Koinzidenz mit der Beweidung nicht gegeben ist. So werden sich Trittbelastungen auch auf derselben Fläche unterschiedlich auswirken, je nachdem, ob sie auf nassem, durchweichten Böden oder auf trockenen Böden erfolgen.

Doch unabhängig von den erwähnten Einflußgrößen lassen sich nach den vorliegenden Befunden die Auswirkungen der biotischen Aktivität beurteilen. So werden die pedologischen Einflüsse der Bodenfauna (Tabelle 5) (vgl. HOLE 1981) in allen Versuchsflächen mit geringer Trittbelastung bedeutend höher sein als auf den ausgewählten, intensiv genutzten Almweiden und dem Waldweidegebiet. Dies bedeutet, daß auf den extensiv beweideten Flächen der Nährstoffhaushalt, Wasser- und Lufthaushalt, die Speicher-, Filter- und Pufferkapazität besser, die mechanische Belastbarkeit und solche durch Schadstoffe, somit auch die Regenerationsfähigkeit größer sind, die Erosionsgefährdung aber geringer ist als auf den intensiv beweideten Flächen.

Darüber hinaus erscheint es denkbar, daß bei zukünftig gleichbleibender Nutzung die Produktions-

leistungen der untersuchten Vergleichsflächen von Jahr zu Jahr weiter auseinander driften. Der Ertrag der Almweiden könnte sich jährlich vermindern, der Ertrag der angrenzenden Vergleichsflächen aber wegen der vergleichsweise hohen biotischen Aktivität aufrechterhalten bleiben.

5. Zusammenfassung

In den Berchtesgadener Alpen wurden auf drei verschiedenen Almflächen, die einer intensiven Beweidung unterlagen und weiteren drei Flächen, die an diese angrenzten und durch eine geringe Beweidung beeinflusst wurden, die Besiedlungsdichte der Makro- und Mesofauna sowie die Arten-Individuenzusammensetzung der Coleoptera und Collembola bestimmt.

Die Besiedlungsdichte von Lumbricidae, Coleoptera und Collembola nahm auf den intensiv beweideten Flächen deutlich ab; die Dichte der Acarina wurde nicht beeinträchtigt. Unter den Coleoptera gab es keine Art, die unter dem Einfluß der intensiven Beweidung begünstigt wäre. Die Individuendichte aller Arten nahm nahezu gleichmäßig ab. So trat auf den intensiv beweideten Flächen eine Verarmung der Fauna auf, jedoch konnte keine Veränderung von Diversität (H_s) und Äquität (E) festgestellt werden. – Die Bedeutung der Bodenfauna für die Bodeneigenschaften und Produktionsleistung des Bodens wird diskutiert.

6. Literatur

- BERGER, H., FOISSNER, W. und ADAM, H. (1985): Protozoologische Untersuchungen an Almböden im Gasteiner Tal (Zentralalpen, Österreich) IV. Experimentelle Studien zur Wirkung der Bodenverdichtung auf die Struktur der Testaceen- und Ciliatenzönose. In: FRANZ, H. (ed.): Beiträge zu den Wechselbeziehungen zwischen den Hochgebirgsökosystemen und dem Menschen. Veröff. Österr. MaB-Programms Bd. 9, 97–112.
- CERNUSCA, A. (ed.) (1978): Ökologische Analysen von Almflächen im Gasteiner Tal. Veröff. Österr. MaB-Hochgebirgsprogramms Hohe Tauern Bd. 2; Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- DICKSCHEN, F. und TOPP, W. (1986): Feeding activities and assimilation efficiencies of *Lumbricus rubellus* (Lumbricidae) when feeding on a plant only diet. – Pedobiologia (im Druck).
- EDWARDS, C. A. (1986): Earthworms in soil formation, structure and fertility. – Quaest. Ent. 21, 517–522.
- FOISSNER, W., FRANZ, H. und ADAM, H. (1982): Terrestrische Protozoen als Bioindikatoren im Boden einer planierten Ski-Piste. – Pedobiologia 24, 45–56.
- FRANZ, H. (1979): Ökologie der Hochgebirge; Ulmer.
- (ed.) (1985): Beiträge zu den Wechselbeziehungen zwischen den Hochgebirgsökosystemen und dem Menschen. Veröff. MaB-Programms; Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- GREENSLADE, P. J. N. (1986): Pterygote insect and the soil: their diversity, their effects on soils and the problem of species identification. Quaest. Ent. 21, 571–585.
- HALE, W. G. (1967): Collembola; In: BURGESS, A. and RAW, F. (eds.): Soil Biology, pp. 397–411; Academia Press, London.
- HEALEY, I. N. (1971): Apterygotes, pauropods and symphylans; In: PHILLIPSON, J. (ed.): Methods of the study in quantitative soil ecology: population, production and energy flow, IBP Handbook No. 18, pp. 209–232; Blackwell, Oxford.
- HOLE, F. D. (1981): Effects of animals on soil. – Geoderma 25, 75–112.
- HORN, R. (1985 a): Die Bedeutung der Trittvverdichtung durch Tiere auf physikalische Eigenschaften Alpiner Böden. – Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 26, 42–51.
- (1985 b): Auswirkung mechanischer Belastungen auf die Redoxpotentiale von 3 Bodenmonolithen – ein Laborversuch. – Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 148, 47–53.
- SPATZ, G. (1978): Die Beeinflussung des Artengefüges einer Almweide im Bereich der Skiabfahrt Stubnerkogel; In: CERNUSCA, A. (ed.): Ökologische Analysen von Almflächen im Gasteiner Tal. Veröff. Österr. MaB-Hochgebirgsprogramms Hohe Tauern Bd. 2, 335–340.
- THALER, K. (1977): Epigäische Makroarthropoden, insbesondere Spinnen, im Bereich einer begrünten Skiabfahrt (Achenkirch, Tirol); In: Beiträge zur Umweltgestaltung, Alpine Umweltprobleme, Heft A 62, Teil I–IV, 97–105.
- TOPP, W. (1975): Biozönotische Untersuchungen in einem Kar der Hohen Tauern, Carinthia II 165/85, 275–284.
- (im Druck): Laufkäfer als Bioindikatoren in der Kulturlandschaft. XI. Intern. Symp. Entomofaunistik; (im Druck).

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Werner Topp
Zoologisches Institut der
Universität Köln

Die Auswirkungen eines Pflanzenschutzsystems auf bodenmikrobiologische Eigenschaften im Ackerbau

Evi Schuster

1. Einleitung

Im Zuge der Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion kamen in der Vergangenheit immer mehr Agrochemikalien zum Einsatz. Einen Teil von ihnen bilden die chemischen Pflanzenschutzmittel mit Herbiziden, Fungiziden und Insektiziden als die wichtigsten Vertreter. Ihre anteilmäßige Anwendung in der Bundesrepublik Deutschland zeigt Tabelle 1.

Tabelle 1

Zugelassene Pflanzenschutzmittel in der BRD 1983: 1800

Wirkstoffmengen in Tonnen:	31350
davon Herbizide	19339
Fungizide	7572
Insektizide	2152

Quelle: Stat. Jahrb. über Ernährung, Landw. und Forsten, 1984

Bei nahezu allen Pflanzenschutzmaßnahmen wird bewußt, wie z. B. bei der Anwendung von Vorauf- laufherbiziden, oder unbewußt bzw. unabsichtlich auch der Boden kontaminiert. Man kann davon

ausgehen, daß mehr als 50% der aufgebrachtene Wirkstoffmengen in oder auf den Boden gelangen (DOMSCH 1972). Dort kann es zu unkontrollierten und unerwünschten Nebenwirkungen kommen. Eine davon ist die Störung des Bodenlebens, wobei sich mein Referat speziell mit der Beeinflussung der Bodenmikroflora befaßt.

Es ist heute wohl unumstritten, daß eine funktionierende Bodenmikroflora, die ja schließlich für eine Vielzahl von Umsetzungsreaktionen im Boden verantwortlich ist, einen ganz wichtigen Aspekt der natürlichen Bodenfruchtbarkeit ausmacht. Sowohl Puffer- als auch Transformationsvermögen eines Bodens ist jedoch je nach seiner stofflichen Zusammensetzung begrenzt. Belastungen sind folglich nur solange kompensierbar, wie Puffer- und Filtervermögen nicht überschritten werden und andererseits die biotische Aktivität nicht nachhaltig gestört ist. Umso erstaunlicher, daß die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln durch die Biologische Bundesanstalt noch keinen Nachweis der Unbedenklichkeit der Wirkstoffe in Bezug auf ihre Nebenwirkungen auf Bodenmikroorganismen und ihre Leistungen vorsieht.

Gelangt ein Pflanzenschutzmittel auf oder in den Boden, kann es

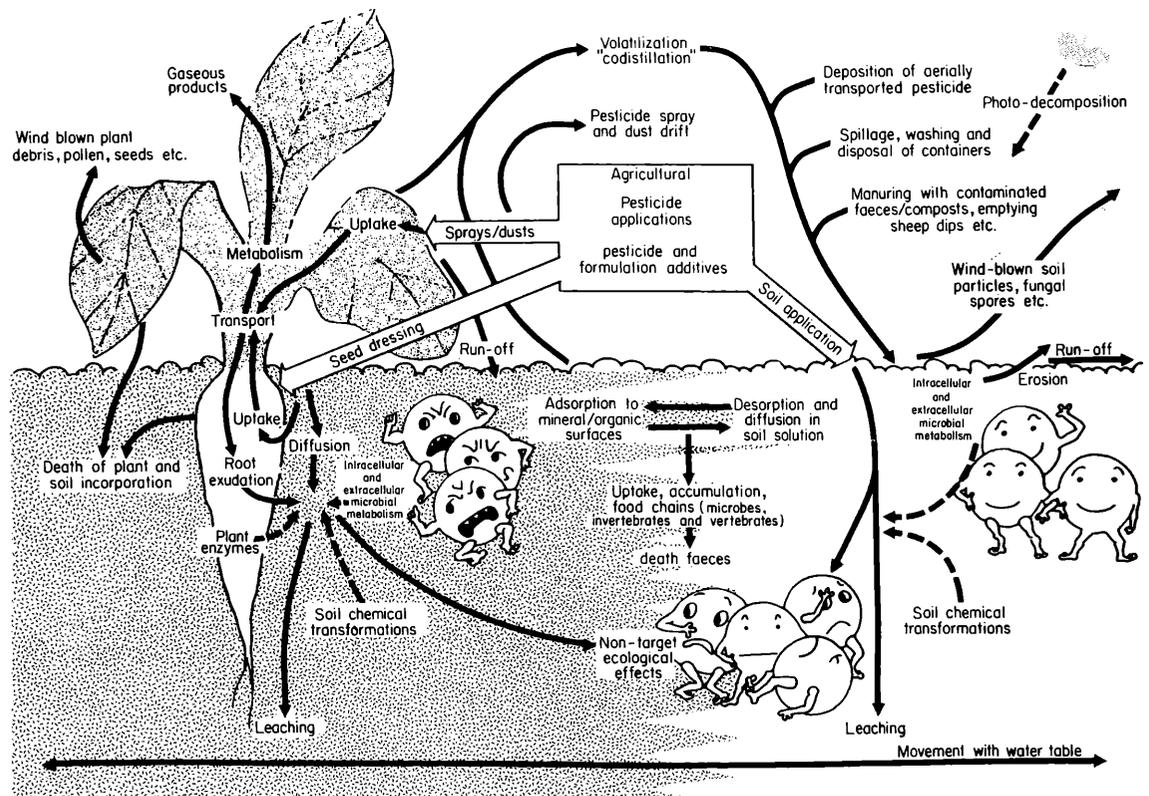


Abbildung 1

Pestizide im Boden

→ Bewegungsvergänge der Pestizide und ihrer Umwandlungsprodukte

—→ Wirkungseinflüsse auf die Pestizide und ihre Umwandlungsprodukte

Quelle: HILL & WRIGHT 1978

- in tiefere Bodenzonen verlagert oder sogar aus dem Profil ausgewaschen werden
- von Bodentieren oder Pflanzenwurzeln aufgenommen und damit zumindest vorübergehend dem Boden entzogen werden
- an Bodenkolloide sorbiert werden.

Für Verlagerung und Adsorption sind wiederum bestimmte Faktoren maßgeblich:

- physiko-chemische Eigenschaften des Wirkstoffs (in seiner Formulierung) wie z. B. Wasserlöslichkeit, Dampfdruck etc.
- Klimatische Verhältnisse wie z. B. Temperatur, Niederschlagsmenge und -verteilung etc.
- Bodeneigenschaften wie z. B. Gehalt an organischer Substanz, Art- und Menge an Tonmineralen, pH-Wert

Aus dieser knappen Kennzeichnung des Verhaltens von Pflanzenschutzmitteln im Boden folgt, daß die zu einer bestimmten Zeit nach Applikation noch vorhandene Menge an Rückständen abhängt von

- der Applikationsmenge
- den beschriebenen Transportfaktoren
- den abbauenden bzw. umwandelnden Kräften der Atmosphäre und der Mikroorganismen.

Zu diesem schon äußerst komplexen Wirkungsgefüge kommt in der landwirtschaftlichen Praxis noch das Problem des Auftretens von Kombinationseffekten. Diese resultieren zum einen aus der inzwischen weit verbreiteten Verwendung von Tankmischungen, zum anderen aber daraus, daß im intensiven Ackerbau ganze Spritzfolgen, d. h. Applikation von verschiedenen Wirkstoffen in relativ kurzen, zeitlichen Abständen zur Anwendung kommen. Neben den rein physikalisch-chemischen Wechselwirkungen wie z. B. einem veränderten Adsorptionsverhalten (NEARPASS 1971; BEST et al., 1972) oder einer direkten chemischen Reaktion der Wirkstoffe oder ihrer Metaboliten untereinander (BROWN et al., 1977) können sich Pflanzenschutzmittel auch in ihren Auswirkungen auf die Mikroflora des Bodens gegenseitig beeinflussen. Dabei können sie sich in ihrer Wirkung addieren, potenzieren oder abschwächen (Abbildung 2), wobei Kombinationseffekte grundsätzlich von denen der einzelnen Mischungspartner abweichen können. So zeigten z. B. DDT, Parathion und Zineb bei alleiniger Anwendung keine Beeinflussung der Mikroflora, während ihre gleichzeitige Applikation einen Anstieg der Pilzpopulation bewirkte (HUBBELL et al., 1973). In einem weiteren Versuch

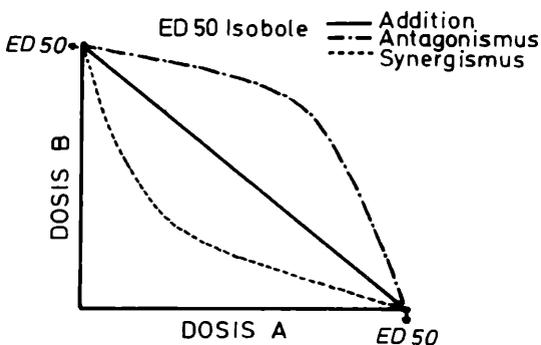


Abbildung 2

Kombinationseffekte von Pflanzenschutzmitteln

Quelle: AKOBUNDU, I. O. et al., 1975

verursachte die Kombination von Paraquat, welches bei alleiniger Anwendung so gut wie keine Nebenwirkungen zeigte, zusammen mit Linuron, das bei Einzelapplikation fördernd wirkte, eine Hemmung der Atmung (ROSZLYCKY 1977). Auch bei der Kombination des Insektizids Permethrin mit dem Herbizid Atrazin traten je nach untersuchtem Organismus sowohl antagonistische, synergistische als auch additive Effekte auf (STRATTON, 1983). In letzter Zeit rückten vor allem funktionelle Untersuchungen, d. h. die Erfassung mikrobieller Aktivitäten, stärker in den Vordergrund (MALKOMES et al., 1983). PESTEMER & MALKOMES (1983) stellten fest, daß Chloridazon kaum Wirkungen auf die Dehydrogenaseaktivität (DHA) besitzt, während die Kombination mit weiteren Pflanzenschutzmitteln zu verstärkten Hemmungen führte. Auch AMREIN (1982) und VAAGT (1980) stellten fest, daß bei Kombination des Herbizids Chlortoluron mit weiteren Präparaten, besonders Fungiziden, zu verstärkten Hemmungen führten, so z. B. zur Beeinträchtigung der mikrobiellen Biomasse und verschiedener Enzyme. Zu ähnlichen Ergebnissen, d. h. sowohl zu Verstärkungen als auch zu Abschwächungen aufgetretener Beeinflussungen kamen auch MALKOMES & PESTEMER (1981) bei Freilandversuchen mit Spritzfolgen.

In der Mehrzahl der Fälle sind die Ursachen der aufgetretenen Kombinationswirkungen ungeklärt. Da in der Regel keine echten Wechselwirkungen herausgearbeitet wurden, können echte Interaktionen, d. h. gegenseitige Beeinflussung der Mittel in ihrer Wirkung auf die Bodenmikroflora, nicht festgestellt werden.

In den meisten Arbeiten scheint es sich um eine erhöhte Hemmung mikrobieller Leistungen zu handeln, bedingt durch eine mit zunehmender Pflanzenschutzintensität ansteigende Belastung der Mikroflora. Die zusätzliche Anwendung der Spritzfolgepräparate wirkt sich also vermutlich wie eine Konzentrationserhöhung aus, so daß unter Umständen, wie bereits geschildert, Förderungen in Hemmungen umschlagen können (AUSPURG 1985).

Im folgenden möchte ich meine eigene Arbeit, in der ich die Auswirkungen einer typischen Spritzfolge im Getreidebau untersucht habe, vorstellen.

2. Methode

Die Versuchsfläche liegt ca. 25 km in nordöstlicher Richtung von Trier entfernt. Es handelt sich um eine pseudovergleyte Parabraunerde aus Löß, die schon langjährig unter Ackernutzung steht. Das Profil läßt sich folgendermaßen kennzeichnen (Tabelle 2).

Die Versuchsanlage beinhaltet die beiden Varianten Nullkontrolle und mit einer Spritzfolge belastete Parzelle jeweils in vierfacher Wiederholung. Jede einzelne Parzelle mißt 20 m². Die Proben wurden aus der obersten Bodenzone von 0-5 cm entnommen, wobei jeweils 40 Einstiche pro Fläche zu einer Mischprobe vereinigt wurden.

Die Probenahme erfolgte jeweils einen Tag vor einer Pflanzenbehandlungsmaßnahme und 3-4 Tage danach. Die Beprobung vor der Behandlung soll Aufschluß darüber geben, ob noch Nachwirkungen von der zuvor erfolgten Pflanzenschutzmaßnahme nachweisbar sind. Streng genommen müssen, um

Tabelle 2

Kennzeichnung des Bodenprofils der Versuchsfläche											
Horzt.	Tiefe (cm)	Korngrößenvert.			Bo.art	d _B (g/cm ³)	GPV (%)	pH	%org.C	%N	C/N
		S	U	T (%)							
Ap	0-30	17	67	16	tU	1.4	48.3	5.7	1.7	2.2	8
SwAl	31-45	14	64	22	uL	1.6	44.4				
SdBt	46-90	9	60	31	utL	1.6	44.2				
BvSd	91	10	61	29	uL	1.6	45.1				

echte Wechselwirkungen zu erfassen, die verschiedenen Mischungspartner auch einzeln in ihrem Verhalten untersucht werden. Für praktische Belange ist aber nicht so sehr von Bedeutung inwieweit die einzelnen Kombinationspartner zu einer Beeinflussung beitragen sondern vielmehr, ob bereits festgestellte Nebenwirkungen eines Mittels durch die Applikation zusätzlicher Substanzen verstärkt, abgeschwächt oder gar nicht beeinflusst werden. Für diesen Zweck genügt die Kenntnis der summarischen Effekte; die genaue Aufschlüsselung der aufgetretenen Beeinflussungen ist in dieser ersten Versuchsanordnung noch nicht möglich.

Das untersuchte Pflanzenschutzsystem ist typisch für den intensiv betriebenen Winterweizenbau. Es sieht folgendermaßen aus (Tabelle 3).

Neben diesem Freilandversuch wurde die gleiche Spritzfolge in einer zweiten Untersuchung in einem Gefäßversuch ohne Kulturpflanzen wiederholt. Auf 2 mm gesiebter Boden des Ap-Horizontes wurde in kleine Gefrierdosen gefüllt, auf 55% mWK eingestellt und bei 16°C (± 2°C) gelagert. Die Applikation der PSM erfolgte mittels einer Präzisionsprühdüse auf die Bodenoberfläche, sie wurden also nicht wie in den meisten Laborversuchen in den Boden eingearbeitet.

Die Konzentration der Pflanzenschutzmittel entsprach in beiden Fällen den praxisüblichen Mengen, die hier in jedem Fall unter der zugelassenen Maximalkonzentration lag.

Diese Versuchswiederholung soll zeigen, ob und wie Gefäßversuche auf Freilandbedingungen übertragbar sind. Dies ist nicht zuletzt auch für die künftigen Anforderungen für die Zulassung von Präparaten von Bedeutung.

Zur Beurteilung der Frage, ob das vorgestellte Pflanzenschutzsystem negative Einflüsse auf den mikrobiellen Teil der Bodenfruchtbarkeit besitzt, wurden die folgenden Testmethoden angewandt:

1. Untersuchung der mikrobiellen Biomasse: physiologische Methode nach ANDERSON & DOMSCH
2. Messung der Dehydrogenaseaktivität nach THALMANN
3. Messung des Zelluloseabbaus mit dem Filterpapiertest von KOSZOVA

Die Signifikanz der ermittelten Unterschiede zwischen den beiden Varianten wurde mit dem T-Test überprüft. Dabei bedeutet

- * Signifikanz auf dem 95%-Niveau
- ** Signifikanz auf dem 99%-Niveau

3. Ergebnisse

3.1 Dehydrogenaseaktivität (DHA) (Freilandversuch) (Abbildung 3 a)

Man erkennt deutlich, daß alle Herbizid- und Fungizidspritzungen zu einem Abfall der Dehydrogenaseaktivität geführt haben. Die Insektizidspritzung mit Pirimor zeigt keine Wirkung. Wichtig ist, daß zwischen den einzelnen Applikationsterminen von Anfang März bis Ende Mai keine völlige Wiederholung eintritt. Auch nach der erstmaligen Erholung, zu erkennen an der DHA vor dem Aufbringen des dritten Fungizids, tritt nochmals eine Depression ein; erst danach kann sich die DHA für einen längeren Zeitraum normalisieren, bevor die letzte Spritzung ein abermaliges Absacken bewirkt. Etwa 40 Tage nach der letzten PSM-Applikation haben die behandelten Flächen wieder das Niveau der Kontrollflächen erreicht.

3.2 Mikrobielle Biomasse (Freilandversuch) (Abbildung 4 a)

Die Ergebnisse der mikrobiellen Biomassebestimmung zeigen im großen und ganzen den gleichen

Tabelle 3

Das Pflanzenschutzsystem einer intensiv betriebenen Winterweizen-Anbaufläche				
Termin		Handelsname	Wirkstoffname	Menge
8.3.1985	H1	Arelon + Aretit	Isoproturon + Dinosebacetat	2.5 + 3.0 l/ha
23.4.1985	H2/W	2,4-DP + Cycocel	Dichlorprop + Chlormequat	4.0 + 0.5 l/ha
3.5.1985	F1	Sportak Alpha	Prochloraz + Carbendazim	1.5 l/ha
23.5.1985	F2	Corbel	Fenpropimorph	1.0 l/ha
12.6.1985	F3	Bayleton DF	Triadimefon	4.0 kg/ha
27.6.1985	I1	Pirimor	Pirimicarb	0.3 kg/ha
2.8.1985	H3	Roundup	Glyphosat	4.0 l/ha
H: Herbizid		F: Fungizid	I: Insektizid	

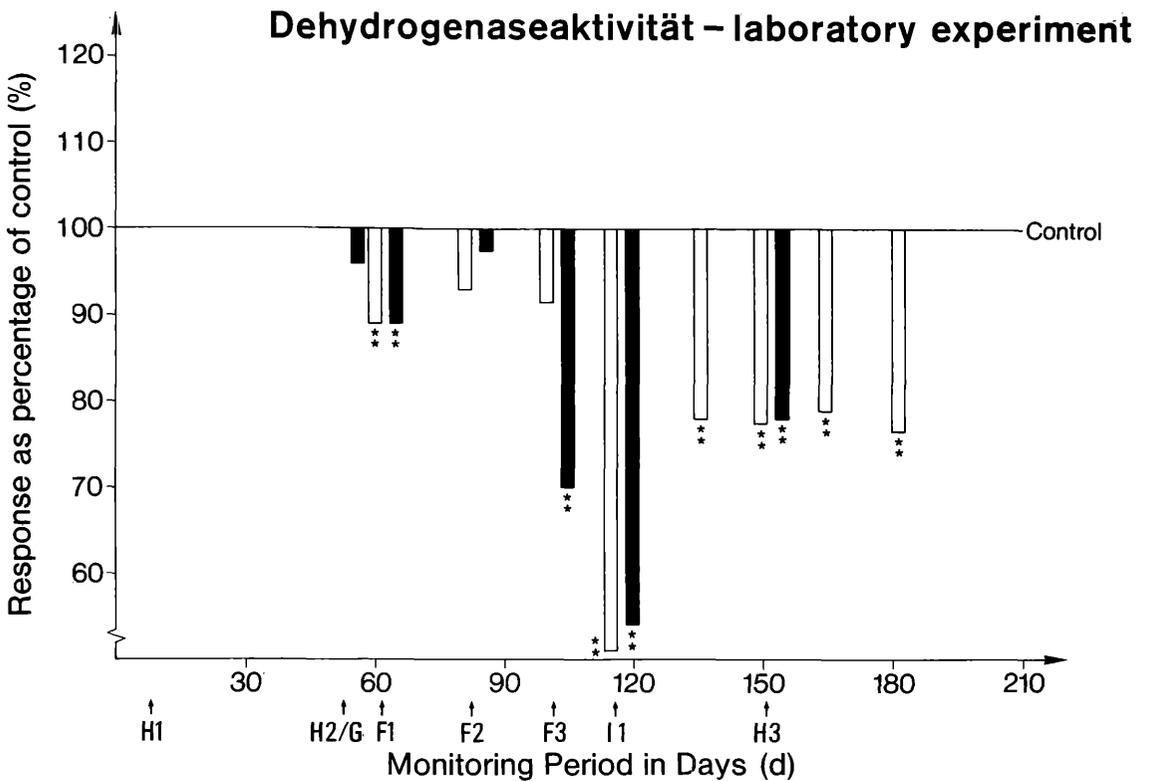
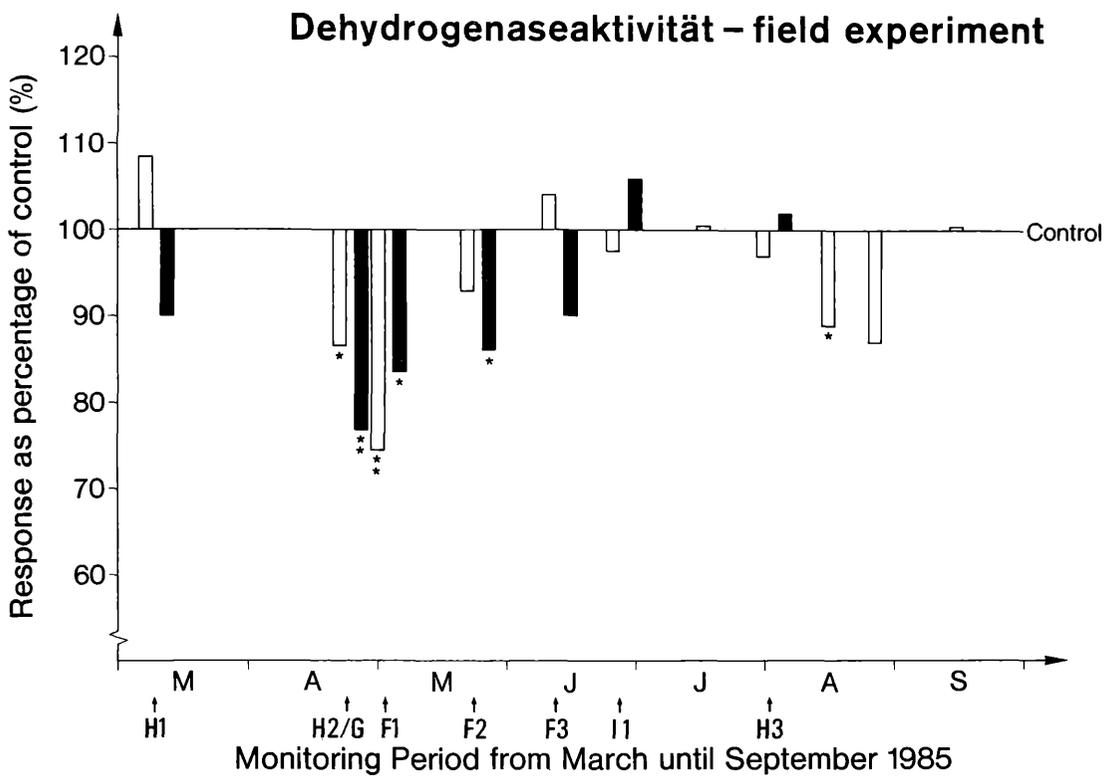


Abbildung 3

Dehydrogenaseaktivität (DHA) im Freilandversuch (a = oben) im Vergleich zum Gefäßversuch (b = unten).
 Abszisse: Beobachtungszeitraum vom März bis September 1985
 Ordinate: Abweichung in Prozent zur Nullkontrolle

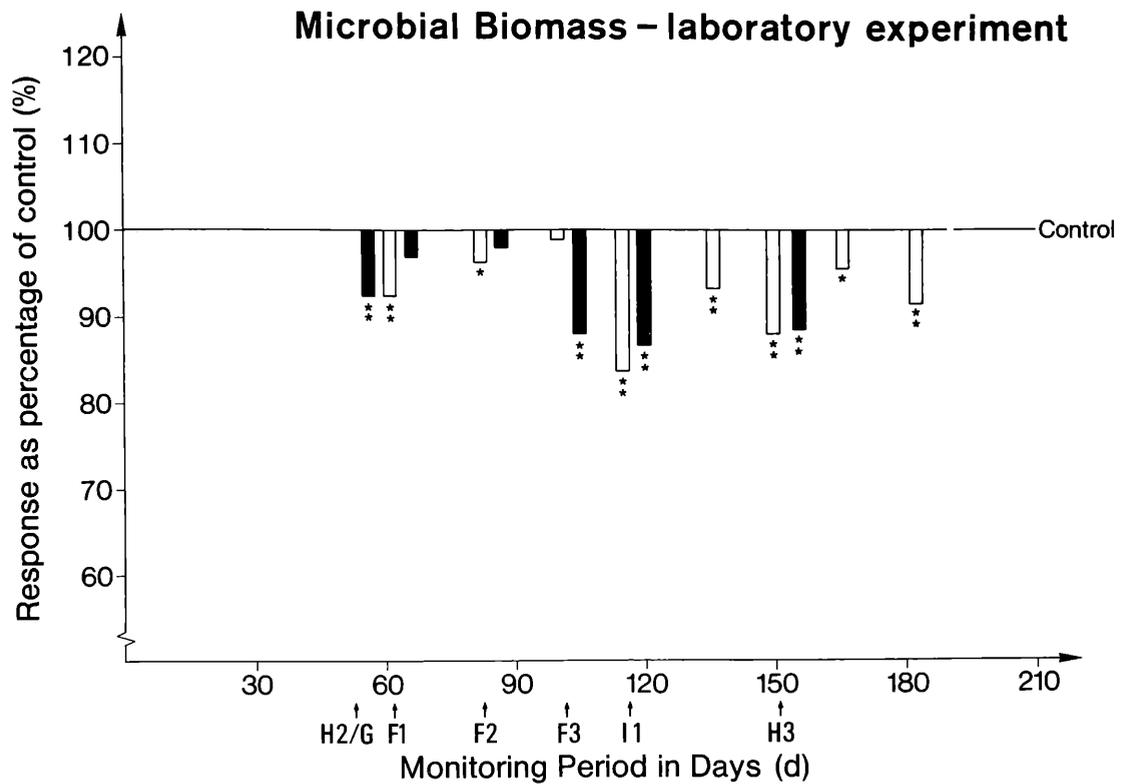
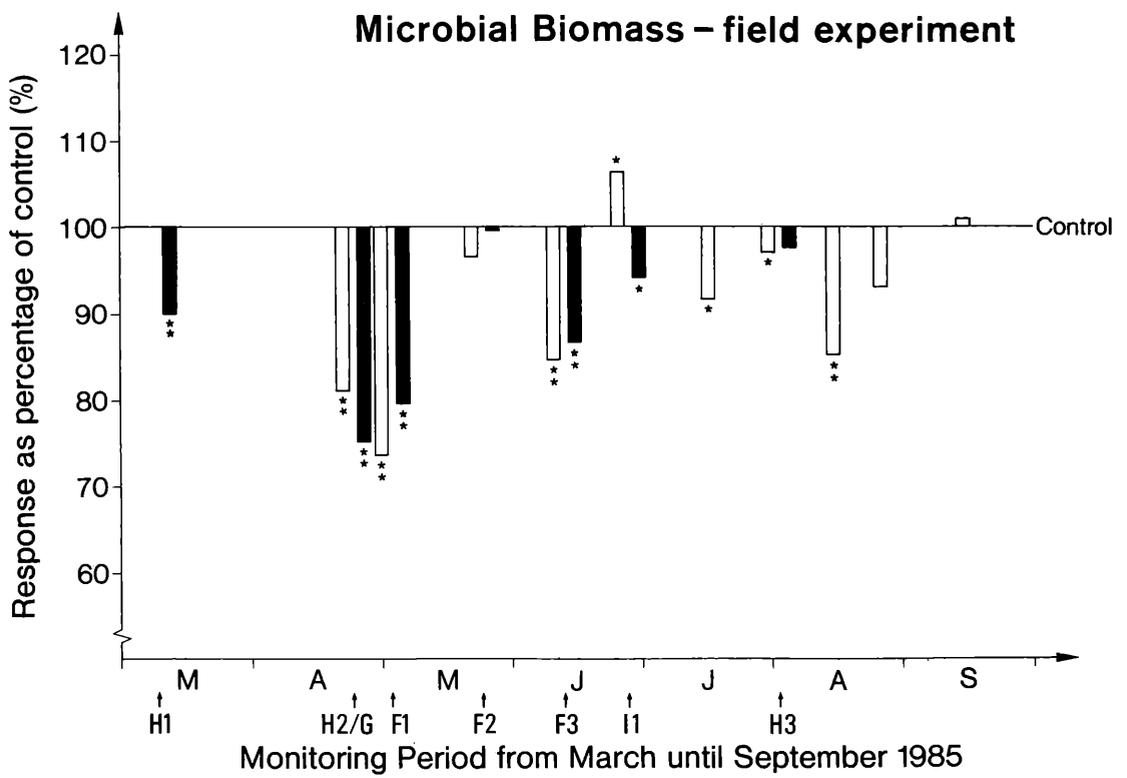


Abbildung 4

Gehalte an mikrobieller Biomasse im Gefolge von Pflanzenbehandlungsmaßnahmen

a = oben: Freilandversuch

b = unten: Gefäßversuch

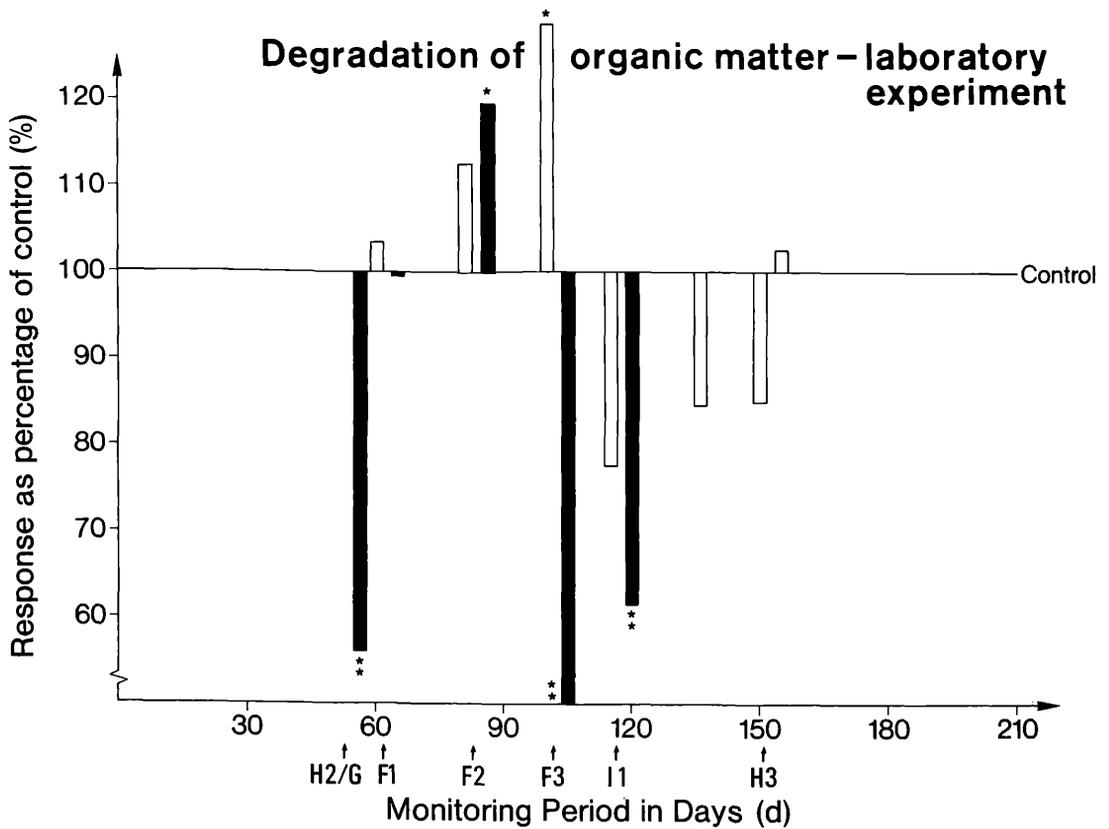
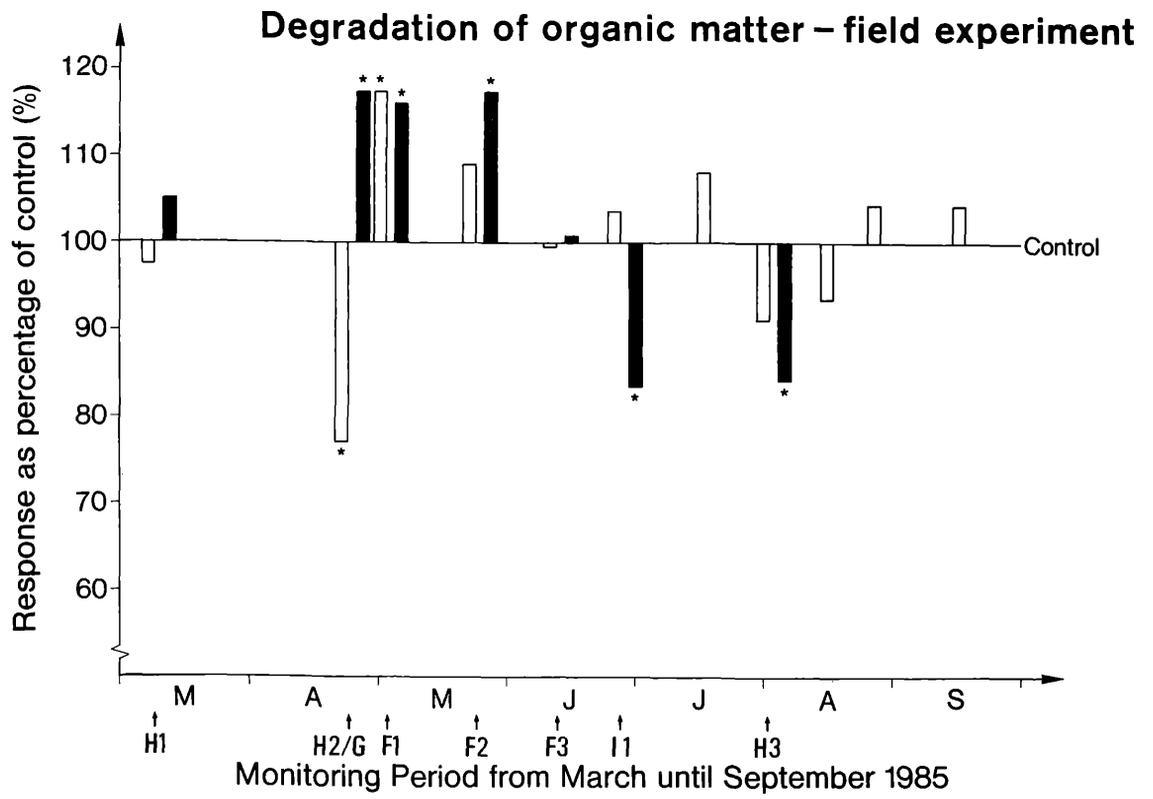


Abbildung 5

Wirkung von Pflanzenschutzmittel - Spritzfolgen auf den Zellulose-Abbau im Boden

a = oben: Freilandversuch

b = unten: Gefäßversuch

Verlauf wie die DHA. Auch hier zeigen sich als Nebenwirkung der Pflanzenbehandlungsmaßnahmen eine Abnahme am Gehalt an metabolisch aktiven Mikroorganismen im Boden. Auch der relative Schädigungsgrad stimmt gut mit den Dehydrogenasewerten überein. So ergibt sich eine statistisch absicherbare Korrelation zwischen dem Gehalt an mikrobieller Biomasse und DHA wie sie auch von anderen Autoren schon festgestellt wurde.

3.3 Zelluloseabbau (Freilandversuch) (Abbildung 5 a)

Ein abweichendes Bild zeigt die Untersuchung des Zelluloseabbaues. Wo DHA und mikrobielle Biomasse mit deutlicher Depression reagieren, wird der Zelluloseabbau im Boden gefördert oder gar nicht beeinflusst (Spritzung 3). Im Gegensatz dazu wirken sich die letzte Herbizid- und die Insektizid-spritzung in einer Hemmung des Zelluloseabbaus aus. Die hier auftretenden, relativ abrupten Schwankungen zwischen Depression und Stimulation lassen vermuten, daß es sich bei den zelluloseabbauenden Organismen im Boden um eine zwar sensible Flora handelt, die äußerst schnell auf eine Veränderung der Umwelt reagiert und damit auch ein guter Indikator für die Ökotoxizität von Umweltgiften ist, die aber andererseits auch über ein ganz erstaunliches Wiedererholungsvermögen verfügt und nicht unbedingt zu nachhaltiger Schädigung neigt.

Das gegensätzliche Verhalten von DHA und mikrobieller Biomasse einerseits und dem Zelluloseabbau andererseits läßt sich wohl dadurch erklären, daß die zellulosezersetzende Spezialflora direkt einen Konkurrenzvorteil wahrnehmen kann, der dadurch entstanden ist, daß ein Teil der Mikroflora durch die Pflanzenschutzmittel geschädigt worden ist und diese abgestorbene Biomasse jetzt als leicht verfügbare Nahrung genutzt werden kann.

Im Gefäßversuch stellen sich die Ergebnisse etwas anders dar: Vorab muß erwähnt werden, daß die erste Spritzung mit Arelon + Aretit im Gefäßversuch nicht durchgeführt wurde (mit dem Ziel, die Versuchsdauer dadurch zu verkürzen und befürchtete Biomasseverluste und Populationsverschiebungen mit zunehmender Lagerungsdauer zu verringern).

3.4 Mikrobielle Biomasse und DHA (Gefäßversuch) (Abbildung 3 b, 4 b)

Übereinstimmend mit dem Freilandversuch reagieren auch hier Biomasse und DHA mit Depressionen auf die Einwirkung des Pflanzenschutzsystems. Die Applikation von 2,4-DP + CCC (Spritzung 2 im Freiland, Spritzung 1 im Laborversuch) bewirkte allerdings nur eine geringfügige Abnahme, die zudem schon nach einer Woche nicht mehr nachweisbar ist. Hier könnte also im Freiland ein Kombinationseffekt gemessen worden sein, der sich in einer verstärkten Depression ausdrückt. Im weiteren Verlauf bewirken die Pestizidbehandlungen eine deutlichere Abnahme an mikrobieller Biomasse und der Dehydrogenaseaktivität. Eine Wiedererholung ist weder zwischen den Einzelapplikationen noch am Schluß zu erkennen.

3.5 Zelluloseabbau (Gefäßversuch) (Abbildung 5 b)

Etwas schwieriger erweist sich die Interpretation der Ergebnisse des Zelluloseabbaus im Gefäßversuch. Auffälliger noch als im Freilandversuch ist der abrupte Wechsel zwischen Stimulation und Depression und das abweichende Verhalten zu DHA und Biomasse. Auch was das absolute Ausmaß der Effekte angeht, reagieren die Zelluloseabbauer im Gefäßversuch deutlich empfindlicher. Unerklärt bleiben vorerst das oftmals völlig unterschiedliche Verhalten im Freiland- und im Gefäßversuch (z. B. F3-, H2/W-Spritzung).

Insgesamt bleibt als Resümee zu sagen, daß eine direkte Übertragbarkeit zwischen Feld- und Laborversuch nicht gegeben ist.

Dies kann in verschiedenen Ursachen begründet liegen:

Es ist beispielsweise bekannt, daß Umweltfaktoren einen ganz erheblichen Einfluß auf die Bodenmikroflora ausüben. So können die dauerhaft optimalen Feuchtebedingungen im Laborversuch den Abbau von Wirkstoffen im Boden beschleunigen, andererseits ist aber auch die Gefahr der Schädigung der Mikroflora umso größer, je höher der wirksame, d. h. der gelöste Anteil des Wirkstoffs ist.

Ein regelmäßiger Wechsel von Austrocknung und Wiederbefeuchtung im Freiland stimuliert die allgemeine mikrobielle Tätigkeit im Boden und damit auch alle metabolischen oder cometabolischen Transformationen. Die deutlicheren und längerandauernden Nebenwirkungen im Gefäßversuch sind möglicherweise dadurch zu erklären.

Auch die Temperatur kann sich modifizierend auswirken: während im Laborversuch ständig 15°C, eine Temperatur herrschte, bei der der überwiegende Teil der Bodenmikroflora noch gut, allerdings suboptimal arbeitet, sind die Mikroben im Laufe der Vegetationsperiode ganz erheblichen Temperaturschwankungen ausgesetzt. So ist beispielsweise die relativ lang nachweisbare Depression von DHA und Biomasse nach der 1. Spritzung im Freiland auch unter dem Aspekt zu sehen, daß der März 1985 noch sehr kalt und feucht war, also Bedingungen herrschten, die für einen mikrobiellen Abbau der Wirkstoffe nicht gerade förderlich sind.

Ein dritter, ganz wesentlicher Punkt ist das Fehlen von Pflanzen und damit bedingt auch von Pflanzenwurzeln und Wurzelauausscheidungen im Gefäßversuch. Dies hat einen mit fortschreitender Versuchsdauer zunehmenden »Aushungerungseffekt« für die Mikroflora zur Folge, die ja auf leicht abbaubare organische Stoffe im Boden zur Aufrechterhaltung einer hohen Aktivität angewiesen ist. Dies ist wohl auch ein Grund für die schlechtere oder fehlende Wiedererholung nach einer ausgelösten Depression im Gefäßversuch. Insofern ist auch eine gewisse Verschiebung im Artenspektrum mit zunehmender Lagerung der Gefäße unter Laborbedingungen zu erwarten.

Das verzögerte Auftreten von Hemmeffekten im Gefäßversuch kann auch durch die Art der Applikation, nämlich dem bloßen Aufsprühen auf die Oberfläche verursacht sein. Es ist gut vorstellbar, daß erst durch die Zugabe von Wasser zur Konstanthaltung der Bodenfeuchte eine merkliche Verlagerung der Wirkstoffe eintritt und auch erst dann

ein intensiver Kontakt zwischen Wirkstoffmolekülen und Mikroorganismen stattfindet.

Solche Erklärungsmöglichkeiten ließen sich noch weitere finden und es bleibt festzustellen, daß relevante Aussagen über das mögliche Gefährdungspotential momentan verlässlich nur über Freilandversuche möglich sind.

Es bleibt zum Schluß zu klären, wie die vorgestellten Effekte zu bewerten sind – ein ebenso wichtiges wie heikles Thema. Es ist meiner Meinung nach nicht damit getan, Schlußfolgerungen zu ziehen, die sich nur auf einen statistisch absicherbaren Unterschied zwischen behandelter und unbehandelter Probe stützen. Entscheidend ist vielmehr die praktische und das heißt die ökologische Signifikanz und Relevanz. Dafür ist es notwendig, sowohl das Ausmaß als auch die Dauer von Nebenwirkungen zu betrachten. Das einzige Bewertungsschema, das mir bekannt ist, stammt von Herrn Prof. DOMSCH aus Braunschweig. Er geht zunächst davon aus, daß anthropogen bedingte Streßsituationen, speziell Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln, den natürlichen Streßsituationen, hervorgerufen durch den natürlichen Wechsel von Umweltbedingungen wie z. B. Frost, Trockenheit, hohe Temperaturschwankungen etc. sehr ähnlich sind und setzt die dadurch bedingten Veränderungen der Mikroflora oder ihrer Leistungen als Bewertungsmaßstab. Dazu wertete er die vorhandene Literatur über die Auswirkung natürlicher Streßfaktoren aus und kam zum folgenden Modell zur Bewertung ökotoxilogischer Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln.

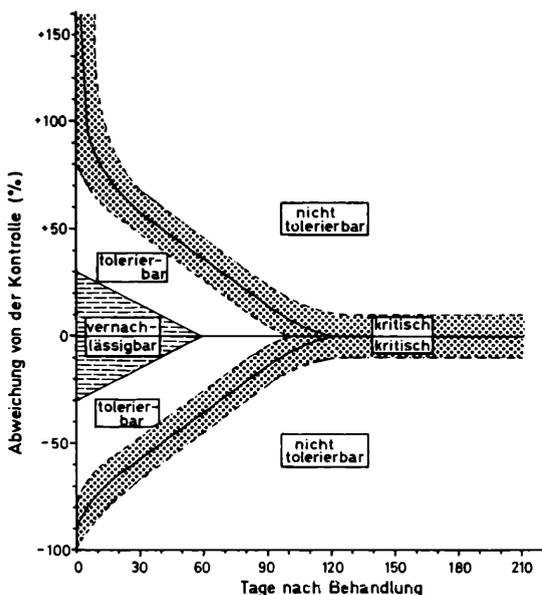


Abbildung 6

Modell zur Bewertung ökotoxilogischer Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Bodenmikroorganismen

Quelle: DOMSCH et al., 1983

Daraus geht zum einen hervor, daß sowohl positive als auch negative Abweichungen vom Normalzustand als kritisch zu betrachtende Effekte sind. Zum anderen werden alle irreversiblen Effekte in jedem Falle als nicht tolerierbar eingestuft – was wohl allgemeine Zustimmung finden wird.

Ob aber die Abgrenzung der Zonen »kritisch«, »tolerierbar« und »vernachlässigbare« Effekte nicht zu

großzügig gehandhabt wird, möchte ich hier gerne zur Diskussion stellen. Persönlich meine ich, daß es nicht wünschenswert ist, die extremsten Bedingungen, also sog. Naturkatastrophen, als Bewertungsmaßstab zugrunde zu legen. Im Sinne eines Vorsorgeprinzips würde ich eher dafür plädieren, »normale« Schwankungen, d. h. in der Natur tatsächlich regelmäßig wiederkehrende Streßsituationen und deren Auswirkungen als Maßstab zu setzen. Es ist ja zu bedenken, daß anthropogen bedingte Streßsituationen keine alternativen Streßsituationen, sondern zusätzlichen Streß für die Bodenbiozönose bedeuten.

Bewerte ich die von mir gemessenen Resultate nach dem vorliegenden Schema, so wird deutlich, daß alle Einzeleffekte mindestens tolerierbar, zum großen Teil sogar vernachlässigbar sind. Einzig der Verlauf der Dehydrogenaseaktivität im Gefäßversuch wäre als kritisch zu bezeichnen, evtl. sogar als nicht tolerierbar, da noch nicht abzusehen ist, ob eine völlige Wiedererholung eintritt. Wie dagegen die Summe der Einzeleffekte einzuschätzen ist, kann aus dieser Darstellung nicht direkt abgeleitet werden, da ihre Anwendung auf die Bewertung von jeweils einer einzelnen Chemikalie beschränkt ist. Ein nächster Schritt wird meiner Meinung nach sein müssen, alle Einzeleffekte über einen bestimmten Zeitraum, z. B. einer Vegetationsperiode zu integrieren und dafür ebenfalls ein Bewertungsschema aufzustellen. Aus diesem muß hervorgehen, wie lange eine durchschnittliche Veränderung der Mikroflora bzw. ihrer Leistungen zu tolerieren ist.

4. Zusammenfassung

So möchte ich abschließend meine Ergebnisse nochmals zusammenfassen:

1. Mikrobielle Biomasse und Dehydrogenaseaktivität zeigen im Verlauf einer Pflanzenschutzmittelspritzfolge im Freilandversuch Depressionen, die allerdings in den meisten Fällen eher kurzfristig sind. Sechs Wochen nach der letzten Applikation wird das Ausgangsniveau wieder erreicht. DHA und mikrobielle Biomasse weisen eine sehr gute Korrelation auf.

2. Zelluloseabbauende Organismen zeigen ein sehr differenziertes Verhalten als Reaktion auf PSM. Es handelt sich hierbei um eine sehr spezialisierte Flora, die sehr spontan und sensibel auf Pflanzenschutzmittel reagiert. Der Zelluloseabbau sollte deshalb unbedingt für die Bewertung von PSM untersucht werden.

3. Im Gefäßversuch sind die Effekte größer und länger andauernd. Eine vollständige Wiedererholung tritt bei DHA und mikrobieller Biomasse nicht ein.

4. Eine direkte Übertragbarkeit von Laborversuch auf Feldbedingungen ist bei der vorgestellten Versuchsanordnung nicht möglich.

5. Die im Freiland gefundenen Nebenwirkungen von PSM auf Bodenmikroorganismen geben keinen Grund zu großer Beunruhigung.

5. Literatur

- AKOBUNDU, I. O., SWEET, R. D., DUKE, W. B. (1975): A method of evaluating herbicide combinations and determining herbicide synergism. *Weed Science* 23, 20–25.
- AUSPURG, B. (1985): Kombinationseffekte von Pflanzenschutzmitteln im Boden; In: *Berichte über Landwirtschaft 1985, 198*. Sonderheft, S. 92–106.
- BEST, J. A., WEBER, J. B., WEED, S. B. (1972): Competitive adsorption of diquat, paraquat and Ca^{2+} on organic matter and exchange resins. – *Soil Science*, 114, 444–450.
- BROWN, C. B., RAHMAN, S. F. (1977): Chemical detoxification of atrazine by dexton. *Soil Science Soc. Amer. J.*, 41, 141–142.
- DOMSCH, K. H., JAGNOW, G., ANDERSON, T. H. (1983): An ecological concept for the assessment of side-effects of agrochemicals on soil microorganisms. *Residue Rev.* 86, 66–105.
- DOMSCH, K. H. (1972): Einfluß von Pestiziden auf mikrobielle Prozesse und ökologische Beziehungen im Boden. – *Ber. Ldw.* 50, 392–403.
- HILL, I. R. & WRIGHT, S. J. L. (1978): *Pesticide Microbiology*; Academic Press London, N. Y., San Francisco.
- HUBBELL, D. H. et al. (1973): Microbial effects and persistence of some pesticide combinations in soil. – *J. Environ. Quality*, 2, 96.
- MALKOMES, H. P. et al. (1980): Recommended tests for assessing the side-effects of pesticides on the soil microflora. – *Techn. Rept. Agric. Res. Council Weed Res. Organ.*, 59.
- NEARPASS, D. C. (1971): Adsorption interactions in soil between amitrole and s-triazines. *Soil Sci Soc. Am. Proc.*, 35, 64–68.
- ROSZLICKY, E. B. (1977): Response of soil microbiota to selected herbicide treatment. – *Can. J. Microbiology*, 23, 426–433.
- STRATTON, G. W. (1983): Interaction effects of permethryn and atrazine combinations towards several nontarget organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 31, 297–303.

Anschrift der Verfasserin:

Dipl. Geoökologin Evi Schuster
Abteilung Bodenkunde
Universität Trier

Zur Wirkung von Herbiziden auf die Aktivität und Leistung von freilebenden N₂-Fixierern und Blaualgen in Böden

Rudolf Aldag

1. Einleitung und Problemstellung

In der modernen Landwirtschaft hat die Anfälligkeit der Kulturpflanzen gegen Krankheiten und Schädlingsbefall mit steigendem Ertragsniveau und veränderten Wirtschaftsweisen zugenommen. Betriebssysteme mit hoher spezieller Intensität sind an die Verwendung von chemischen Pflanzenschutzmitteln gebunden. Von den eingesetzten Pestiziden wird eine zuverlässige und gezielte Wirkung auf einzelne zu bekämpfende Bestandteile eines Agrarökosystems wie z.B. Unkräuter oder Pilze verlangt. Durch die Vielgestaltigkeit des Ökosystems sind aber fließende Übergänge in den physiologischen Eigenschaften und Fähigkeiten von Organismen anzunehmen, wodurch die selektive Wirkung von Pflanzenschutzmitteln eingeschränkt werden kann. Demzufolge sind auch Nebenwirkungen auf andere als die Zielorganismen zu erwarten. Beim grundsätzlichen Vergleich von natürlichen Ökosystemen und Agrarökosystemen muß allerdings berücksichtigt werden, daß sich bei der Frage nach der »Landbewirtschaftung« oder der »Ackerkultur« schon immer der Konflikt gezeigt hat, in welchem Ausmaß der Mensch in ein Ökosystem eingreifen darf, ohne dabei die Grundlagen aller Lebensvorgänge zu zerstören.

Einerseits nutzt der Mensch die Kräfte der Natur für seine wirtschaftlichen Zwecke, andererseits muß er sich ihnen aber auch, da er in natürliche Lebensgemeinschaften eingreift, permanent widersetzen. Insofern ist der Ackerbau etwas »Unnatürliches«, wengleich er ohne die Natur nicht denkbar wäre. Dieser Widerspruch wird allgemein als Dualismus von Natur und Mensch oder von Natur und Kultur bezeichnet.

In der Abbildung 1 sind die wesentlichen Unterschiede zwischen einem natürlichen Ökosystem und einem modernen konventionellen Agrarökosystem hinsichtlich der Energieflüsse und Wechselwirkungen dargestellt. In dem unteren Teil der Abbildung 1 sind die Unkräuter in der Rolle als Konkurrenten (competitors) zu den Kulturpflanzen zusätzlich besonders hervorgehoben.

Die mit den Dreieck-Symbolen besonders gekennzeichneten Pfeile sollen anzeigen, daß es in einem modern wirtschaftenden Agrarökosystem kaum noch einen Bereich gibt, in den der Landwirt nicht steuernd und kontrollierend eingreifen kann. Solche Agrarökosysteme müssen nach dem Grad ihrer Intensitätsstufe und nach dem Ausmaß der Nebenwirkungen von Maßnahmen auf das Gesamtsystem beurteilt werden.

Der Boden spielt in der pflanzlichen Produktion eine zentrale Rolle als Standort, Speicher und Vermittler von für das Pflanzenwachstum notwendigen Nährstoffen und bestimmt durch die »Bodenfruchtbarkeit« maßgeblich das potentielle Ertragsniveau. Für die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit sind die

im Habitat »Boden« lebenden Mikroorganismen von Bedeutung, weil der Hauptteil der biochemischen Umsetzungen das Ergebnis mikrobieller Aktivität ist.

Pflanzenschutzmittel rufen im Boden Nebenwirkungen hervor, die die Anzahl und die Aktivität von Bodenmikroorganismen und ihre Populationszusammensetzung verändern. Diese Nebenwirkungen können letztendlich auch die Bodenfauna und das Pflanzenwachstum beeinflussen. Dies gilt insbesondere für den Nährstoff Stickstoff und dessen Metabolik im Boden, weil das quantitative N-Angebot des Bodens an die Pflanzen wesentlich durch die Tätigkeit von Mikroben beeinflußt wird und weil über die biologische Stickstoffbindung das System Boden - Pflanze mit Stickstoff versorgt werden kann.

Hier soll über zwei Gruppen von Organismen im Boden berichtet werden, die durch Bodenherbizide beeinflußt werden können. Es sind freilebende heterotrophe Bakterien und Blaualgen, die beide Luftstickstoff fixieren.

Heute sind über 150 Blaualgenarten (Cyanobakterien) bekannt, die mit Hilfe der Lichtenergie die Luftgase N₂ und CO₂ zur Primärproduktion organischer Substanzen nutzen können. Ihre relativ autarke Lebensweise erlaubt ihnen eine gute Anpassung an die extremsten Standorte (Antarktis, Salzböden, Wüstenklima). Sie kommen freilebend, in Symbiose mit Pilzen als Flechten, als Symbionten mit Pflanzen wie Farne und Leberblümchen, als Epiphyten mit Moosen und als Knöllchen in Wurzeln vor.

Das Vorhandensein von Algenmatten auf Kulturböden kann wesentlich zur Verringerung der Erosion beitragen. Die Cyanobakterien haben im Reisanbau eine große Bedeutung, wo sie freilebend oder als Anabaena-Azolla-Symbionten Stickstoff fixieren und den Reispflanzen zur Verfügung stellen. Die N₂-Fixierungsleistung auf Ackerböden des gemäßigten Klimabereiches liegt im allgemeinen niedriger. Immerhin werden N-Mengen von bis zu 55 kg N x ha⁻¹ x Jahr⁻¹ als realistisch angesehen.

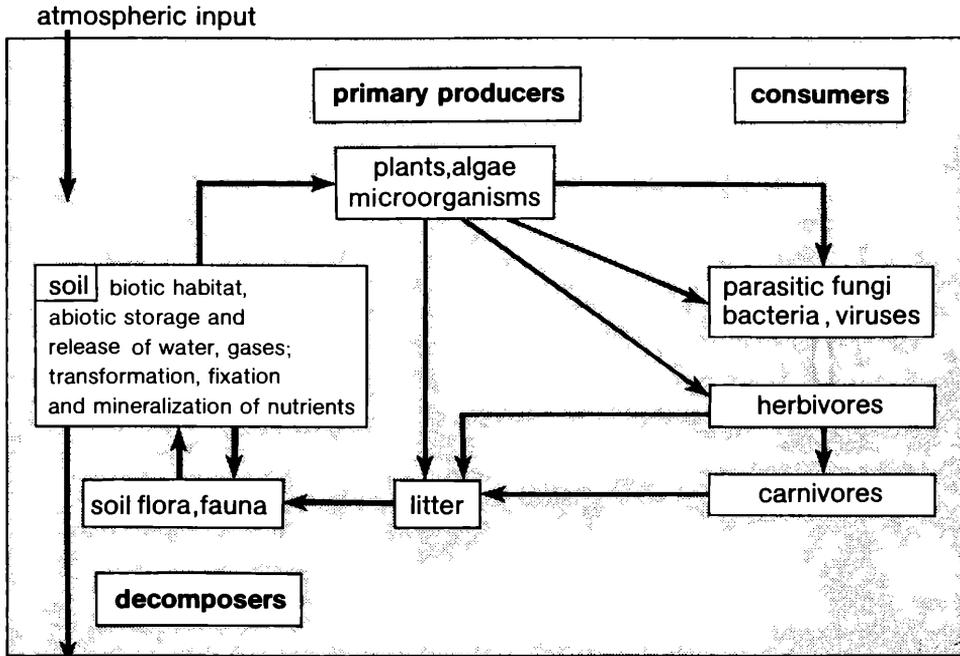
2. Material und Methoden

Die Herbizide wurden mit folgenden Ackerböden getestet:

Rendsina, Pelosol, Podsol, Parabraunerde und Schwarzerde.

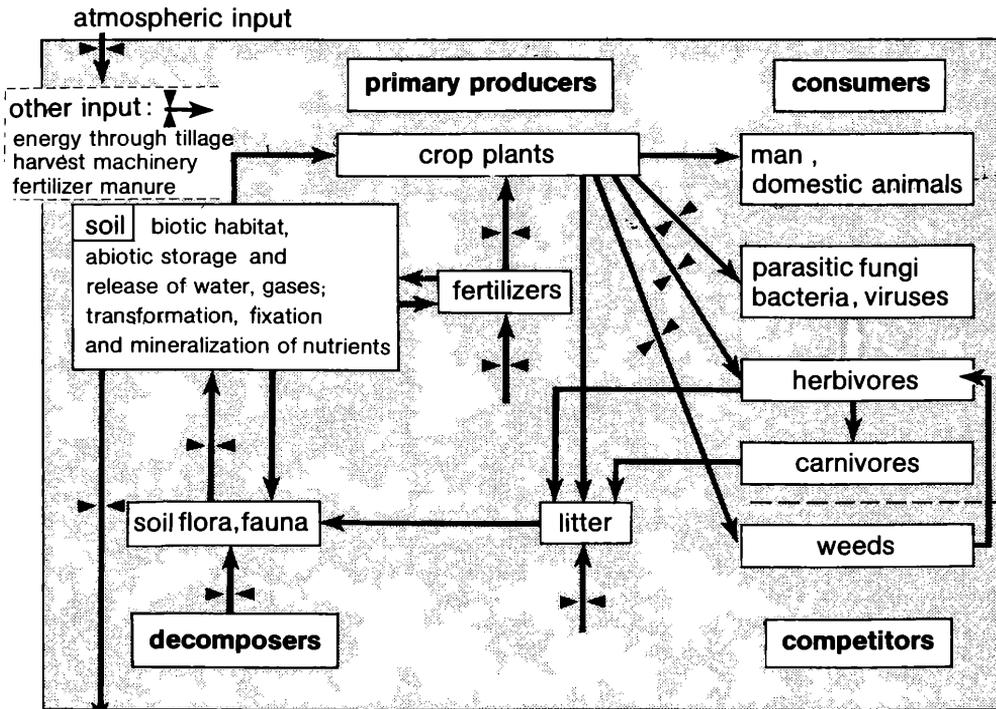
Wenn die Böden unmittelbar vor Versuchsbeginn im Gelände entnommen und nicht luftgetrocknet wurden, sind sie als »Frischboden« bezeichnet. Zur Beschleunigung des Wachstums der Bakterien wurde der Boden mit 0.6 Gewichts-% Glucose angereichert. Als Behandlungsmittel wurden die Bodenherbizide Chlortoluron, Terbutryn, Metabenzthiazuron und Cloridazon sowie das Blattherbizid

Natural ecosystem



output: harvest, leaching losses, gases evolved, erosion losses

Modern conventional agroecosystem



Output: harvest, leaching losses, gases evolved, erosion losses

▲ influenced or controlled by man

Abbildung 1

Dinosebacetat und zum Vergleich das Fungizid Carbendazim eingesetzt.

Die Messung der Aktivität der Organismen und deren Beeinflussung durch Herbizide erfolgte mit Hilfe des Acetylen-Reduktionstests (ALDAG et al., 1985).

Aufwandmengen der Pestizide bei den heterotrophen Bakterien:

1. praxisüblich (flächenbezogen):
je nach Pestizid 3–17 µg/g Boden-Trs
2. ca. 5-fach überhöht:
je nach Pestizid 10–50 µg/g Boden-Trs
3. ca. 10-fach überhöht:
je nach Pestizid 20–100 µg/g Boden-Trs

Versuchsdauer: je nach Boden 69–261 Stunden, wenn keine Reduktionsleistung mehr erfolgte.

In den Versuchen mit den Blaualgen wurden sowohl die oben erwähnten Aufwandmengen (WEGENER et al., 1985) als auch geringere als in der landwirtschaftlichen Praxis üblich (JANSSEN, 1984) eingesetzt. Die geringeren Aufwandmengen betragen jeweils 2,7 und 15 ppm bei den Herbiziden Dinosebacetat, Terbutryn und Chloridazon. Hier wurde der Boden mit 1 Gew.-% Zellulose angereichert. Versuchsdauer 50–60 Tage.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Einfluß der Pestizide auf die Nitrogenaseaktivität der heterotrophen Bakterien

Um die pestizidbedingten Einflüsse auf die untersuchten Parameter besser vergleichen zu können, sind alle gemessenen Daten als Mittelwerte der behandelten Varianten in Prozent des Mittelwertes der jeweiligen unbehandelten Kontrollen, der gleich 100 gesetzt ist, dargestellt. Wenn also Werte < 100 auftreten, bedeutet dies eine Hemmung, wogegen Werte > 100 eine fördernde Wirkung des betrachteten Pestizids ausweisen.

In den Böden Pelosol, Schwarzerde und Parabraunerde wird die Äthylenbildung durch die vier getesteten Bodenherbizide Chlortoluron, Terbutryn, Methabenzthiazuron und Chloridazon kaum beeinflusst (Abbildung 2). Dagegen zeigen sich bei der Rendsina, dem Podsol und den Varianten Chloridazon – Parabraunerde in Abhängigkeit von der jeweiligen Pestizidkonzentration positive Effekte, die zu Steigerungen der Nitrogenaseaktivität gegenüber den unbehandelten Kontrollen von 20 bis 100 % führen. Beim Podsol nimmt dieser deutlich positive Einfluß mit steigender Bodenherbizidaufwandmenge, besonders beim Chloridazon, jedoch wieder ab. Einen negativen Einfluß übt dagegen das Dinosebacetat aus, das die Äthylenbildung im Podsol schon bei praxisüblicher Aufwandmenge auf 21 % und in der Parabraunerde bei höchster Aufwandmenge auf 35 % des jeweiligen Kontrollwertes reduzierte.

Durch das Fungizid Carbendazim wurde die Nitrogenaseaktivität der heterotrophen Bakterien in den getesteten Böden ausschließlich positiv beeinflusst, wobei im Podsol gegenüber der Kontrolle die dreifache Aktivität gemessen wurde. Bei der Bewertung der dargestellten Ergebnisse ist aber zu berücksichtigen, daß die im Podsol reduzierten Acetylenmengen im Vergleich zu den übrigen Böden sehr gering sind, und daß bei diesem Boden die aufgetretenen Streuungen besonders groß sind.

Der Einfluß des Fungizids Carbendazim wird dem typischen Muster der Reaktion von Bodenorganismen auf eine Fungizidbehandlung zugeordnet. Die Pilzflora wird selektiv unterdrückt und die Anzahl und Aktivität der heterotrophen Bakterien steigt an. Das Ausmaß der Steigerung steht im umgekehrten Verhältnis zur Bedeutung der Gruppe der heterotrophen Bakterien im unbehandelten Boden.

Die bei Zugabe von Dinosebacetat festgestellten Reaktionen der Böden sind weniger einheitlich. KIRKWOOD (1976) führt an, daß Phenole allgemein als Entkoppler der oxidativen Phosphorylierung bekannt sind, und daß sie dabei in subletaler Konzentration zunächst die Atmung stimulieren. Dies erklärt sowohl die markanten Beeinträchtigungen der energieaufwendigen Acetylenreduktion (Podsol, Parabraunerde) als auch die gesteigerte Respirationsaktivität in den Böden Pelosol, Schwarzerde und Rendsina. Die Ursache für die unterschiedlich starke Beeinflussung der mikrobiellen Reaktion in den mit Dinosebacetat behandelten Böden wird von uns im wesentlichen in solchen Bodeneigenschaften wie der Sorptionskapazität gesehen, die auch die Phytotoxizität von Herbiziden beeinflusst.

3.2 Einfluß der Pestizide auf die autotrophen Blaualgen

Der gravierende Einfluß der Pestizide auf die Nitrogenaseaktivität von Blaualgen bei praxisüblichen (Stufe 1) und darüber hinaus gehenden Aufwandmengen (Stufe 2 und 3) auf einen Schwarzerde-Boden ist in der Tabelle 1 dargestellt.

Die Proben wurden erstmals am 18. Bebrütungstag mit Acetylen begast. In der Kontrollvariante wurde zu diesem Zeitpunkt eine Nitrogenaseaktivität von 1.1 nMol C₂H₄ · g⁻¹ Boden · h⁻¹ gemessen (Tabelle 1). Sie steigt bis zum 33. Tag auf knapp 20 nMol · g⁻¹ Boden · h⁻¹ an und geht dann im weiteren Versuchsverlauf bis zum 70. Tag auf 40 % der Maximalwerte zurück.

Die mit dem Fungizid Carbendazim behandelten Versuchsglieder zeigen kaum Abweichungen gegenüber den jeweiligen Kontrollwerten. Während des gesamten Versuchs tritt nur bei der Variante CARB 3 einmal eine signifikante Differenz auf.

Die geprüften Herbizide bewirkten dagegen eine über einen Zeitraum von mehreren Wochen anhaltende totale Unterdrückung der Äthylenbildung. Im Versuchsglied DINO 1 und den mit Chloridazon behandelten Varianten konnte erstmals am 33. Tag nach Bebrütungsbeginn sicher Äthylenbildung nachgewiesen werden. Bei den Bodenherbiziden Chlortoluron, Terbutryn und Methabenzthiazuron sind die entsprechenden Zeitpunkte der 47., der 54. und der 39. Bebrütungstag.

In den in der Tabelle 1 nicht aufgeführten Varianten CHLORT 2 und 3, TERB 2 und 3, META 2 und 3 sowie DINO 2 und 3 kam es während der gesamten Versuchsdauer zu keinerlei Acetylenreduktion.

Aufgrund dieser starken Hemmung des Blaualgenwachstums sind weitere Versuche mit frisch im Gelände entnommenen Bodenproben und mit geringeren Aufwandmengen an Herbiziden unternommen worden.

In der Abbildung 3 ist der Verlauf der Nitrogenaseaktivität von Blaualgen auf Frischboden (A) und Trockenboden (B) dargestellt. Daraus geht hervor, daß die verschiedenen Böden den Cyanobakterien

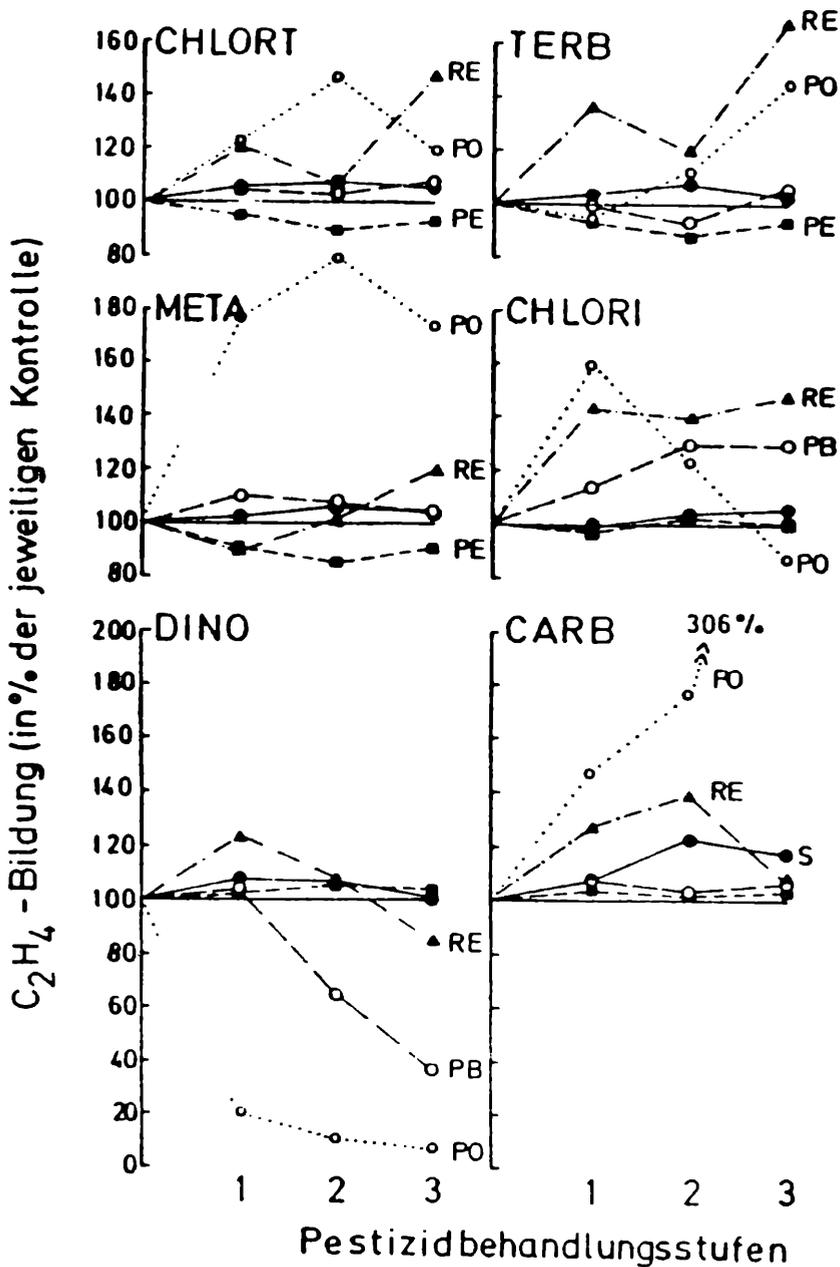


Abbildung 2

Beeinflussung der Nitrogenaseaktivität verschiedener, mit Glucose angereicherter Böden durch steigende Konzentrationen zugesetzter Pestizide.

Alle Werte in Relation zur jeweiligen unbehandelten Kontrolle. Schwarzerde (S, ●—●); Rendsina (RE, ▲---▲); Parabraunerde (PB, ○—○); Pelosol (PE, ■---■); Podsol (PO, ○····○).

unterschiedlich günstige Lebensbedingungen bieten und daß an den Frischböden fast doppelt so hohe Nitrogenaseaktivitäten als auf den Trockenböden gemessen werden.

Die Ursachen lassen sich nicht vollständig klären. Bodenkennwerte allein können nicht dafür verantwortlich sein. Die Verfügbarkeit von Phosphor, Kalzium und Molybdän könnte Bedeutung haben. Die Parabraunerde weist den größten Unterschied zwischen der N_2 -Bindung auf Frischboden und der Trockenbodenfixierung auf, während die Differenz auf dem Pelosol am kleinsten ist.

Die Nitrogenaseaktivität wird offensichtlich umso mehr beeinträchtigt, je geringer das gesamte Fixie-

rungspotential des Frischbodens ist. Über ähnliche Befunde hat auch WRIGHT (1978) berichtet.

Tabelle 2 zeigt als Beispiel den Einfluß der eingesetzten Herbizide bei Schwarzerde-Frischboden und Schwarzerde-Trockenboden. Dort sind jeweils die Mittelwerte aller Varianten zusammengefaßt (Herbizidbehandlung: 4 Wiederholungen, Kontrollen: 8 Wiederholungen). 9 bis 10 Tage nach der Herbizidaufgabe bilden sämtliche Kontrollen in einer Stunde 2,85 bis 4,66 nMol Ethylen pro g Boden. Alle mit Herbiziden behandelten Varianten vollbringen - unabhängig von Boden, Herbizid und Aufwandmenge - zu den ersten beiden Meßterminen Reduktionsleistungen, die hochsignifikant

Tabelle 1

Einfluß verschiedener, bei Bebrütungsbeginn applizierter Pestizide auf die Entwicklung der Acetylenreduktionsaktivität von langfristig bebrüteten Schwarzerde-Bodenproben.

Mittelwerte aus jeweils 4 (Kontrolle 12) Wiederholungen. Es sind nur die Varianten aufgeführt, in denen während der Bebrütung Ehtylenbildung festgestellt werden konnte.

Variante	Pestizid-behandlungs-stufe	Nitrogenaseaktivität (nMol C ₂ H ₄ · g ⁻¹ Boden · h ⁻¹)							
		Tage nach Bebrütungsbeginn							
		18	25	33	39	47	54	61	70
Kontrolle		1.1	13.3	19.8	16.1	14.7	12.3	9.8	8.1
CHLORT	1	0 **	0 **	0.1**	0 **	0.6**	3.4**	14.6**	22.4**
TERB	1	-0.1**	0 **	0 **	0 **	0.1**	0.6**	2.2**	8.0
META	1	-0.1**	0 **	0.1**	0.5**	1.7**	2.2**	2.7**	7.7
CHLORI	1	0 **	0.2**	0.6**	0.9**	2.9**	5.5**	9.1	15.3**
	2	0 **	0.1**	0.5**	2.1**	3.6**	3.6**	5.2**	4.5 *
	3	-0.1**	0 **	0.4**	0.9**	1.4**	1.7**	4.5**	6.6
DINO	1	-0.1**	0 **	0.4**	0.8**	1.6**	2.4**	2.8**	4.7
CARB	1	1.1	12.8	19.9	15.6	15.5	12.7	10.3	8.4
	2	0.9	12.2	19.4	16.0	14.4	11.5	9.2	6.7
	3	0.8	9.4 *	19.2	16.0	16.1	13.8	10.0	6.7

Abweichung der Varianten von der Kontrolle gesichert bei: * (P = 0.05), ** (P = 0.01)

Tabelle 2 a

Nitrogenaseaktivität und ihre Beeinflussung durch Herbizide auf Schwarzerde-Frischboden

Angaben in nMol C₂H₄ · g⁻¹ Boden h⁻¹; Mittelwerte aus 4 Wdh., Kontrolle 8 Wdh.

Variante	Bebrütungstag						
	9	16	25	30	37	43	50
Kontrolle	3,41	9,04	24,09	18,33	15,45	8,42	6,38
DINO 2	0,11--	2,13--	19,04	20,16	20,37++	14,12++	9,24
TERB 2	0,03--	-0,05--	0,02--	0,55--	4,14--	7,31	12,52++
CHLO 2	0,05--	0,98--	16,82-	16,99	15,41	11,40	5,20
DINO 7	0,03--	0,56--	3,54--	6,77--	8,97--	7,94	8,57
TERB 7	0,03--	0,00--	0,00--	-0,02--	0,07--	-0,11--	-0,02--
CHLO 7	0,03--	0,05--	6,83--	14,88-	18,89	12,37+	6,72
DINO 15	0,03--	0,00--	0,81--	2,13--	3,27--	3,03--	4,60
TERB 15	0,03--	0,00--	0,00--	0,00--	0,05--	-0,10--	0,00--
CHLO 15	0,03--	0,00--	1,33-	2,58--	5,15--	7,02	9,86

Werte signifikant kleiner als der Kontrollwert: - (P = 0,05); -- (P = 0,01)

Werte signifikant größer als der Kontrollwert: + (P = 0,05); ++ (P = 0,01)

Tabelle 2 b

Nitrogenaseaktivität und ihre Beeinflussung durch Herbizide auf Schwarzerde-Trockenboden

Angaben in nMol C₂H₄ · g⁻¹ Boden h⁻¹; Mittelwerte aus 4 Wdh., Kontrolle 8 Wdh.

Variante	Bebrütungstag						
	10	17	24	31	38	45	51
Kontrolle	4,66	26,79	25,53	18,58	12,22	9,36	6,95
DINO 2	1,88--	14,82--	22,46-	24,77++	20,13++	16,51++	12,20+
TERB 2	0,02--	0,04--	0,12--	0,22--	1,32--	5,27--	18,38++
CHLO 2	0,66--	22,25--	30,41++	19,77	13,94	7,49	5,67
DINO 7	0,10--	1,32--	2,55--	3,71--	5,52--	7,36	12,60+
TERB 7	-0,03--	0,20--	0,07--	0,07--	0,22--	0,08--	1,16-
CHLO 7	0,20--	5,82--	17,95--	17,98	20,56++	13,04++	8,48
DINO 15	-0,03--	0,18--	0,05--	0,22--	0,41--	0,39--	0,47--
TERB 15	-0,03--	0,07--	0,05--	0,07--	0,22--	0,12--	0,03--
CHLO 15	-0,03--	1,15--	3,17--	11,33--	16,33++	16,96++	13,19+

Werte signifikant kleiner als der Kontrollwert: - (P = 0,05); -- (P = 0,01)

Werte signifikant größer als der Kontrollwert: + (P = 0,05); ++ (P = 0,01)

Abb. 3 Verlauf der Nitrogenaseaktivität auf Frischboden (A) und Trockenboden (B)

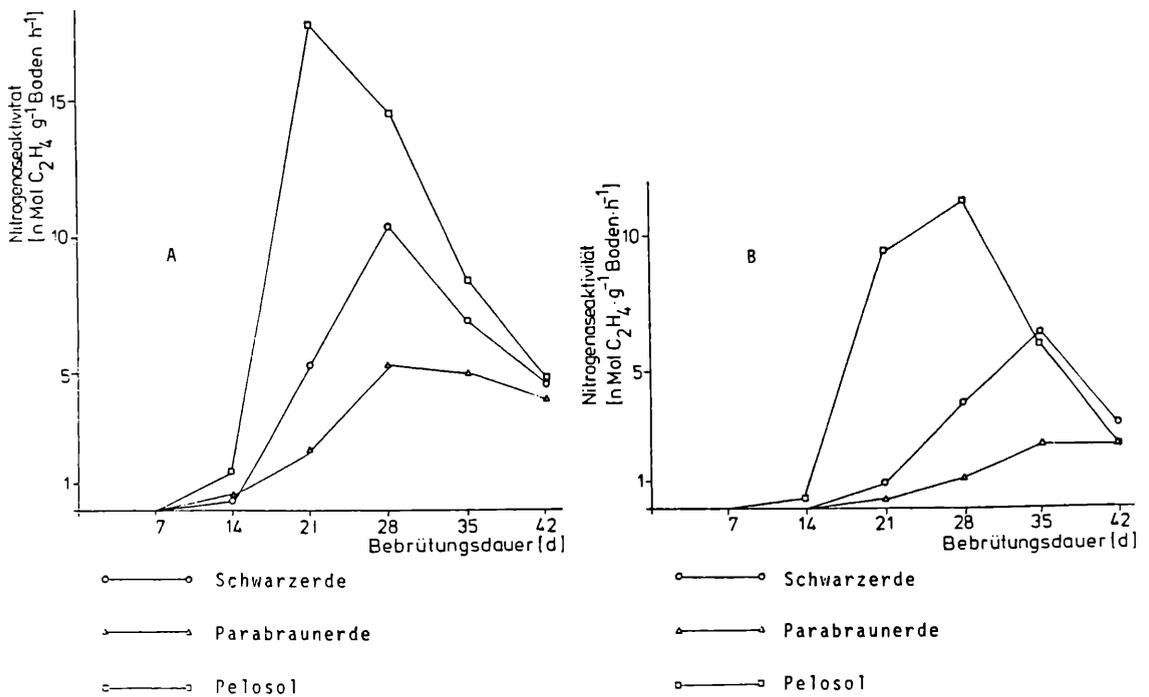


Abbildung 3

Verlauf der Nitrogenaseaktivität auf Frischboden (A) und Trockenboden (B)

geringer sind als Leistungen der Kontrollproben. Als Beispiel und der besseren Übersicht halber ist in der Abbildung 4 nur der Verlauf der Nitrogenaseaktivität auf Schwarzerde-Frischboden graphisch dargestellt.

Die in Abbildung 4 abgebildeten Kurven machen folgende 3 Auswirkungen der Unkrautbekämpfungsmittel deutlich:

1.) Je höher die Aufwandmenge und je stärker die Wirkung eines Herbizids, um so später setzt die Reduktionsleistung ein. Die erste meßbare Nitrogenaseaktivität tritt z. B. bei DINO 2 am 16. Tag, bei DINO 7 am 25. Tag und bei DINO 15 am 30. Tag auf.

2.) Mit zunehmender Herbizidmenge und -toxizität wird der Kurvenverlauf flacher. Der Anstieg der log-Phase verläuft weniger steil, und es dauert wesentlich länger, bis die maximale Reduktionsleistung erreicht ist. Das Versuchsglied CHLO 2 erreicht beispielsweise 1 bis 2 Wochen nach Beginn der Aktivität seine Höchstleistung, bei CHLO 7 dauert es zwei Wochen und CHLO 15 hat 5 Wochen nach dem Einsetzen der N_2 -Fixierung seinen Höhepunkt offensichtlich noch nicht erreicht.

3.) Die Höhe des erreichten Maximalwertes einer Variante nimmt mit Zunahme der applizierten Pestizidmenge ab. Während die Kontrolle eine Höchstleistung von $24,09 \text{ nMol } C_2H_4 \cdot g^{-1} \text{ Boden } h^{-1}$ erzielt, liegt der entsprechende Wert für DINO 2 bei 20,37, für DINO 7 bei 8,97 und für DINO 15 bei 4,60. Der Kurvenverlauf von DINO 15 schließt zwar nicht aus, daß zu einem späteren Zeitpunkt ein noch höherer Wert erreicht wird, ein nennenswerter Anstieg ist allerdings nicht mehr zu erwarten, wie stichprobenhafte Messungen der Trockenbodenvarianten über den 51. Tag hinaus gezeigt haben.

Die beobachteten Effekte der Unkrautbekämpfungsmittel sind also umso stärker ausgeprägt, je

höher die applizierte Herbizidmenge ist. FLETCHER et al. (1970), die die Beeinflussung dreier Blaualgenarten durch MCPB, MCPA und zwei Fungizide prüften, stellten ebenfalls fest, daß die Beeinträchtigung der Cyanobakterien proportional zur verwendeten Pestizidkonzentration ist.

GRAEVES und MALKOMES (1980) führten ähnliche Versuche durch und sprechen von »reversibler« Wirkung der Pestizide, wenn die Organismen nur vorübergehend in ihrer Aktivität geschwächt werden, und von »irreversibler« Wirkung, wenn das Wachstum der Algen gänzlich zum Erliegen kommt. In unseren Untersuchungen ist offensichtlich die »reversible« Wirkung vorherrschend, wenngleich zu berücksichtigen ist, daß die Aufwandmengen sich alle unterhalb der empfohlenen Richtlinien bewegen.

Es sei hier ferner angemerkt, daß die bisherige Interpretation der Ergebnisse sich an dem Vergleich der ermittelten Reduktionsleistungen des gleichen Tages orientierte. Da die Cyanobakterien bei ungestörter Entwicklung auf den Kontrollen ihre maximale Reduktionsleistung wesentlich früher erreichen als auf den pestizidbehandelten Varianten, werden zwangsläufig unterschiedliche Entwicklungsstadien von Algen miteinander verglichen, was häufig zu Fehlinterpretationen führt. Aus diesem Grunde ist es sinnvoll, die Summe des bis zum Zeitpunkt der Messung gebildeten Ethylens als Vergleichsgröße heranzuziehen.

In Tabelle 3 sind bei Parabraunerde-Frischboden die bis zum jeweiligen Bebrütungstag gebildeten Ethylenmengen zusammengestellt. Die Gesamtreduktionsleistung ist bei allen behandelten Varianten signifikant bis hochsignifikant geringer als bei der Kontrolle ausgefallen. Die bisher aus der Literatur bekanntgewordenen Daten zum Einfluß von Herbiziden auf Cyanobakterien bestätigen im großen und ganzen unsere Befunde (DAY et al.; 1975).

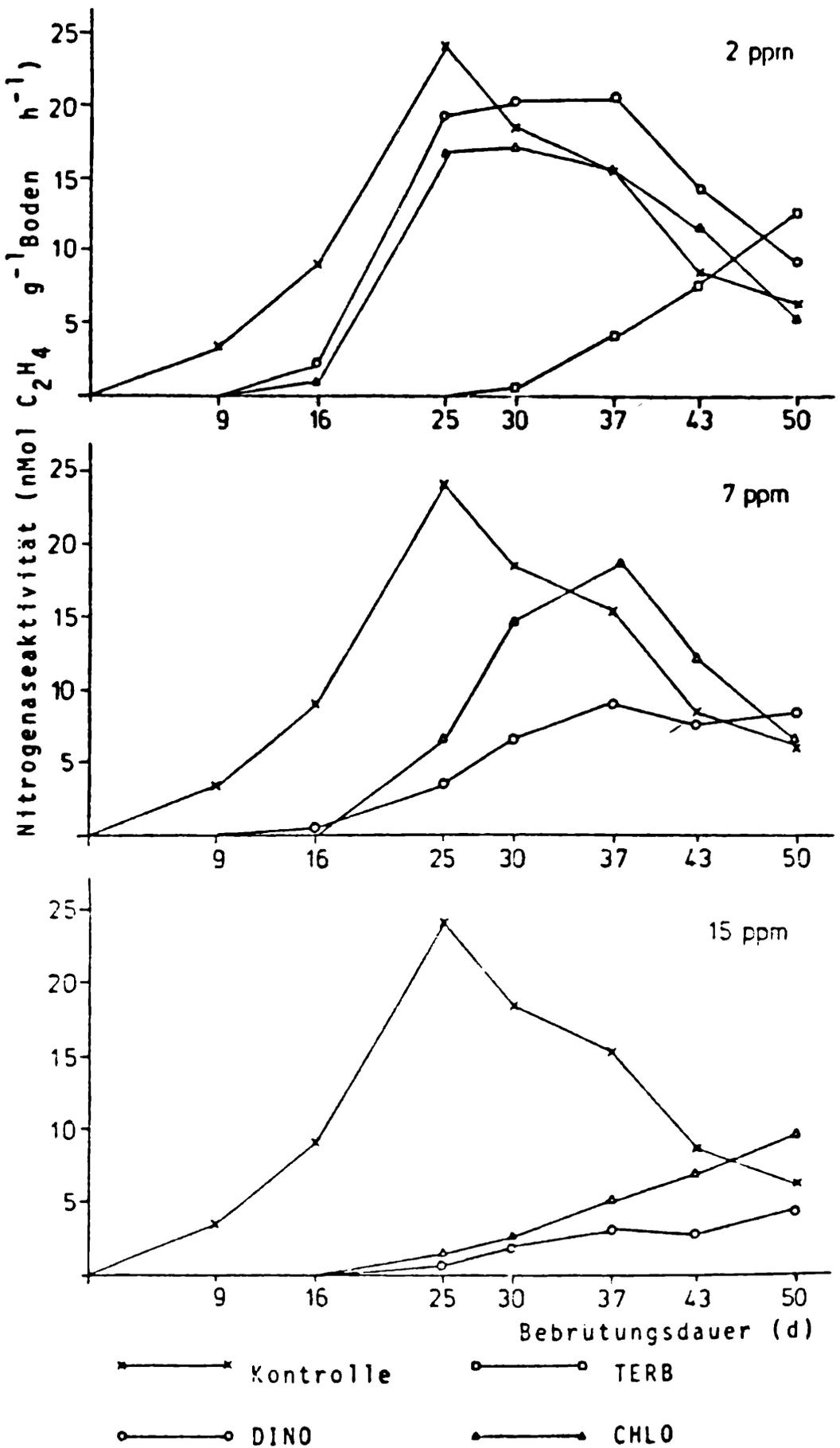


Abbildung 4
Verlauf der Nitrogenaseaktivität auf Schwarzerde-Frischboden

Tabelle 3

Bis zum jeweiligen Bebrütungsstag durch Cyanobakterien auf Parabraunerde-Frischboden gebildetes Ethylen
Angaben in $\mu\text{Mol C}_2\text{H}_4$ pro Versuchsgefäß; Mittelwerte aus 4 Wdh., Kontrolle 8 Wdh.

Variante	Bebrütungsstag						
	9	16	25	30	37	43	50
Kontrolle	8,4	55,0	146,0	183,3	222,1	245,6	261,2
DINO 2	0,2 ⁻⁻	11,9 ⁻⁻	76,4 ⁻⁻	122,2 ⁻⁻	162,3 ⁻⁻	182,7 ⁻⁻	197,6 ⁻⁻
TERB 2	0,1 ⁻⁻	0,1 ⁻⁻	1,4 ⁻⁻	8,2 ⁻⁻	36,0 ⁻⁻	66,6 ⁻⁻	89,9 ⁻⁻
CHLO 2	0,1 ⁻⁻	16,8 ⁻⁻	78,1 ⁻⁻	116,2 ⁻⁻	154,1 ⁻⁻	175,7 ⁻⁻	191,0 ⁻⁻
DINO 7	0,1 ⁻⁻	1,3 ⁻⁻	18,2 ⁻⁻	44,3 ⁻⁻	87,7 ⁻⁻	113,6 ⁻⁻	133,8 ⁻⁻
TERB 7	0,1 ⁻⁻	0,1 ⁻⁻	0,4 ⁻⁻	0,6 ⁻⁻	0,6 ⁻⁻	0,9 ⁻⁻	3,3 ⁻⁻
CHLO 7	0,1 ⁻⁻	1,6 ⁻⁻	38,4 ⁻⁻	86,0 ⁻⁻	149,3 ⁻⁻	181,9 ⁻⁻	205,3 ⁻⁻
DINO 15	0,1 ⁻⁻	0,1 ⁻⁻	2,0 ⁻⁻	5,0 ⁻⁻	13,8 ⁻⁻	23,6 ⁻⁻	37,1 ⁻⁻
TERB 15	0,1 ⁻⁻	0,1 ⁻⁻	0,1 ⁻⁻	0,0 ⁻⁻	0,0 ⁻⁻	-0,1 ⁻⁻	-0,4 ⁻⁻
CHLO 15	0,1 ⁻⁻	0,1 ⁻⁻	4,1 ⁻⁻	11,5 ⁻⁻	32,2 ⁻⁻	57,9 ⁻⁻	90,3 ⁻⁻

Werte signifikant kleiner als der Kontrollwert: ⁻ (P = 0,05); ⁻⁻ (P = 0,01)

3.3 Einfluß der Herbizide auf die Stickstoff-Fixierungsleistung der Blaualgen

Durch sehr empfindliche C₊- und N₊-Messungen an Bodenmaterial waren wir in der Lage, die Menge des insgesamt von den Blaualgen fixierten Kohlenstoffs und Stickstoffs während der Versuchszeit zu messen. Dabei stellte sich heraus, daß ausschließlich die oberste Bodenschicht (1–2 mm) eine Erhöhung der C- und N-Mengen durch die Cyanobakterien erfahren hat.

In Tabelle 4 sind die durch Cyanobakterien gebundenen Kohlenstoff- und Stickstoffmengen sowie das Verhältnis dieser beiden Größen dargestellt. Die Daten, die eine gesicherte Abweichung vom Kontrollwert zeigen, sind gekennzeichnet. Auch hier hat TERB die deutlichste Auswirkung der drei geprüften Herbizide. Außerdem hemmt DINO 2 die auf Parabraunerde fixierte N-Menge. CHLO 15 verringert die C- und N-Bindung, während das Mittel in den beiden geringeren Applikationsmengen nur den fixierten Stickstoff beeinflusst. Es wird also die Stickstoffbindung stärker beeinträchtigt als die Kohlenstoffbindung. Dies wird deutlich, wenn man die Werte, die das Verhältnis des fixierten C zum fixierten N angeben, miteinander vergleicht. Je stärker der Einfluß einer Herbizidbe-

handlung auf die Cyanobakterien ist, desto weiter wird dieses C/N-Verhältnis. EL NAWAWY & HAMDY (1975) berichten ebenfalls, daß der N-Gehalt der Blaualgen in einem größeren Ausmaß gesenkt wird als das Zellgewicht.

Die Kontrollproben weisen ein C_{fix}/N_{fix}-Verhältnis von 5,5 bzw. 6,3 auf. In dieser Größenordnung liegt auch das C/N-Verhältnis von Eiweiß.

ANTARIKANONDA (1980) ermittelte für eine Anabaena-Art ein Verhältnis von 5,8, das mit zunehmendem Alter der Kultur auf 6,6 anstieg.

Die Cyanobakterien haben, besonders in den unbehandelten Gefäßen, das C/N-Verhältnis des Bodens verengt. Es betrug im Ausgangsboden bei der Schwarzerde (Werte für Parabraunerde in Klammern) 11,62 (9,15) und wurde durch die Zellulosezugabe auf 13,47 (12,92) erweitert. Die Blaualgen verringerten in der obersten Bodenschicht das C/N-Verhältnis auf 9,55 (8,95). Als Algengattungen traten Nostoc, Cylandrospermum und vereinzelt Anabaena auf.

3.4 Beziehung des C- und N-Gehaltes des Bodens zur Nitrogenaseaktivität

Vergleicht man die Mengen des fixierten C und N (Tabelle 4) mit dem im gesamten Bebrütungszeit-

Tabelle 4

Durch Cyanobakterien fixierter Stickstoff und Kohlenstoff

(Alle Angaben sind Mittelwerte aus 4 Wdh., Kontrolle 8 Wdh.)

Variante	Schwarzerde-Frischboden			Parabraunerde-Frischboden		
	fixierter N (mg/Gefäß)	fixierter C (mg/Gefäß)	C/N-Verhältnis (C _{fix} /N _{fix})	fixierter N (mg/Gefäß)	fixierter C (mg/Gefäß)	C/N-Verhältnis (C _{fix} /N _{fix})
Kontrolle	2,10	11,6	5,5	1,71	11,1	6,3
DINO 2	1,94	12,4	6,4	1,47 ⁻	10,8	7,3
TERB 2	0,70 ⁻⁻	4,5 ⁻⁻	6,3	0,80 ⁻⁻	6,1 ⁻⁻	7,8
CHLO 2	1,72	10,4	6,1	1,51 ⁻	10,5	6,9
DINO 7	0,89 ⁻⁻	6,4 ⁻⁻	7,1	1,10 ⁻⁻	7,3 ⁻⁻	6,7
TERB 7	0,03 ⁻⁻	0,5 ⁻⁻	16,7	0,25 ⁻⁻	2,1 ⁻⁻	8,8
CHLO 7	1,60 ⁻	9,3	5,8	1,50 ⁻	10,4	7,0
DINO 15	0,48 ⁻⁻	3,9 ⁻⁻	8,2	0,45 ⁻⁻	4,7 ⁻⁻	10,7
TERB 15	0,03 ⁻⁻	0,3 ⁻⁻	10,0	0,01 ⁻⁻	0,0 ⁻⁻	—
CHLO 15	0,66 ⁻⁻	6,5 ⁻⁻	11,2	0,94 ⁻⁻	7,8 ⁻⁻	8,3

Werte signifikant kleiner als der jeweilige Kontrollwert: ⁻ (P = 0,05); ⁻⁻ (P = 0,01)

raum gebildeten Ethylen, so zeigt sich, daß alle Herbizidvarianten, die signifikant weniger C und N gebunden haben als die Kontrollproben, auch in der gemessenen Ethylenmenge eine statistisch gesicherte Abweichung aufweisen. Die berechneten Korrelationskoeffizienten liegen alle im Bereich zwischen 0,93 und 0,99 und bestätigen damit die enge Beziehung zwischen der tatsächlich fixierten N-Menge der Blaualgen und dem insgesamt gebildeten Ethylen.

3.5 Größenordnung des fixierten Stickstoffs

Wenn man die in Tabelle 4 gemessenen fixierten N-Mengen auf den Kontrollen flächenbezogen pro ha umrechnet, dann wurden auf der Schwarzerde 31,8 kg N/ha und auf der Parabraunerde 25,9 kg N/ha durch die Cyanobakterien fixiert.

Ein Vergleich dieser Ergebnisse mit Werten aus der Literatur ist aus mehreren Gründen problematisch. Zunächst sollte man grundsätzlich sehr vorsichtig sein, wenn man Laborergebnisse auf Feldbedingungen überträgt. Außerdem sind die Methoden, die zur Abschätzung der Fixierungsleistung Verwendung finden, sehr verschieden und, wenn überhaupt, nur bedingt vergleichbar.

Es kommt hinzu, daß viele Autoren nicht angeben, auf welche Weise die für die N₂-Bindung im Feld angegebenen Werte ermittelt wurden, so daß man solche Berechnungen meist nicht nachvollziehen kann. Ergebnisse, die in Versuchen mit Reinkulturen gewonnen werden, dürfen nach ATLAS et al. (1978) grundsätzlich nicht auf Feldbedingungen übertragen werden. Trotzdem basieren mehrere Angaben zur Fixierungsleistung im Feld auf in vitro-Messungen. Als äußerst bedenklich müssen Berechnungen angesehen werden, in denen Werte, die andere Autoren mit Reinkulturen ermittelt haben, dazu benutzt werden, auf Stickstoffgewinne im Feld zu schließen. JAHNKE (1967) errechnete so jährliche N₂-Fixierungsleistungen von über 3100 kg/ha.

Den tatsächlichen Verhältnissen relativ nahe kommen dürften Ergebnisse aus Messungen der Nitrogenaseaktivität von Bodenproben, die unmittelbar vorher vom Feld entnommen wurden. Da besonders Zellen von Nostoc- und Anabaena-Arten bei einer Störung sehr schnell Akineten bilden, die dann keine Reduktionsleistung mehr zeigen, können auch die bei einer solchen Vorgehensweise ermittelten Resultate verfälscht werden (HENRIKSSON, 1971).

ALEXANDER (1975) ermittelte auf diese Weise jährliche Stickstoffgewinne von 0 bis 51 kg/ha, GRANHALL (1975) berichtet über eine Fixierungsleistung von 11 kg/ha in einem Jahr und HENRIKSSON (1971) berechnet unter Berücksichtigung des Witterungsverlaufs jährliche N-Gewinne auf Ackerland von 15–55 kg/ha und auf Wiesen von 4 bis 44 kg/ha. Wie schon einleitend erwähnt, kalkulierten WITTY et al. (1979) eine jährliche N₂-Fixierung durch Blaualgen von 0,8 bis 24,6 kg/ha.

4. Zusammenfassung

Agrarökosysteme werden im Vergleich zu natürlichen Ökosystemen vom Menschen gesteuert und beeinflusst. Sie arbeiten auf einem sehr viel höheren Energieniveau. Demzufolge sind auch uner-

wünschte Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf nützliche Partner des Systems insbesondere im Boden nicht gänzlich auszuschließen. Der Einfluß der Herbizide auf die N₂-Fixierung der *heterotrophen Bakterien* ist als gering zu bewerten. Er tritt, falls er überhaupt nachweisbar ist, nur bei überhöhter Dosierung auf. Hingegen beeinflussten alle getesteten Herbizide auf allen Böden in jeder Aufwandmenge sowohl das Wachstum als auch die Nitrogenaseaktivität der Blaualgen negativ. Je höher die Applikationsmenge war, um so später setzte die Algenentwicklung ein und um so geringer war die erreichte Leistung. Auf den Hektar umgerechnet fixierten die unbehandelten Blaualgen auf der Schwarzerde 31,8 kg/N und auf der Parabraunerde 25,9 kg/N während eines Zeitraumes von ca. 50 Tagen.

5. Literatur

ALDAG, R., MEYER, B. und WEGENER, K. E. (1985): Einfluß von Herbiziden auf die N₂-Fixierung und Atmungsaktivität von Mikroorganismen in Ackerböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 148, 379–388.

ALEXANDER, V. (1975): Nitrogen fixation by blue-green algae in polar and sub-polar regions. In: STEWART, W. D. P.: Nitrogen fixation by free-living microorganisms. pp. 175–188.

ANTARIKANONDA, P. (1980): Morphological, physiological and biochemical studies with the effectively N₂-fixing blue-green algae (Cyanobacterium) *Anabaena* sp. TA 1; Dissertation, Universität Göttingen.

ATLAS, R. M., PRAMER, D. & BARTHA, R. (1978): Assessment of pesticide effects on non-target soil microorganisms. – Soil Biol. Biochem. 10, 231–239.

DAY, J. M., HARRIS, D., DART, P. J. and VAN BERKUM, P. (1975): The broadbalk experiment. An investigation of nitrogen gains from non-symbiotic nitrogen fixation; In: STEWART, W. D. P.: Nitrogen fixation by free-living microorganisms. pp. 71–84. Cambridge University Press (Cambridge).

EL NAWAWY, A. S. & HAMDI, Y. A. (1975): Research on blue-green algae in Egypt, 1958–1972; In: STEWART, W. D. P.: Nitrogen fixation by free-living microorganisms. pp. 219–228. Cambridge University Press (Cambridge).

FLETCHER, W. W., KIRKWOOD, R. C. & SMITH, D. (1970): Investigations on the effect of certain herbicides on the growth of selected species of micro-algae. Meded. Rijksfac. Landbouwwet. Gent 3, 855–866.

GRANHALL, U. (1975): Nitrogen fixation by blue-green algae in temperate soils. In: STEWART, W. D. P.: Nitrogen fixation by free-living microorganisms. pp. 189–197. Cambridge University Press (Cambridge).

GREAVES, M. P. & MALKOMES, H. P. (1980): Effects on the soil microflora. In: HANCE, R. J. (ed.): Interactions between herbicides and the soil. pp. 223–253. Acad. Press (London).

HENRIKSSON, E. (1971): Algal nitrogen fixation in temperate regions. – Pl. Soil Spec. Vol. 415–419.

JANSSEN, E. (1984): Phototrophe N₂-Fixierung auf Ackerböden aus Löß und ihre Beeinflussung durch Herbizide. – Diplomarbeit. Ldw. Fakultät der Universität Göttingen.

JAHNKE, E. (1967):

Die Rolle stickstoffbindender Blaualgen in mecklenburgischen Böden. - Zbl. Bakt. Parasitkde. Abt. II 121, 636-641.

KIRKWOOD, R. C. (1976):

Action on respiration and intermediary metabolism; In: ANDUS, L. J. (ed.): Herbicides, pp. 444-492. Acad. Press (London, New York).

WEGENER, K. E., ALDAG, R. und MEYER, B. (1985):

Soil algae: Effects of herbicides on growth and C₂H₂-reduction (Nitrogenase) activity. - Soil Biol. Biochem. 17, 641-644.

WITTY, J. F., KEAY, P. J., FROGATT, P. J. & DART, P. J. (1979):

Algal nitrogen fixation on temperature arable fields. The broadbalk experiment. - Pl. Soil 52, 151-164.

WRIGHT, S. J. L. (1978):

Interactions of pesticides with micro-algae. In: HILL, I. R. & WRIGHT, S. J. L.: Pesticides microbiology. Microbiological aspects of pesticides behaviour in the environment. pp. 535-602. Acad. Press (London).

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Rudolf Aldag
Abteilung Agrarökologie
Universität Bayreuth
Postfach 3008
Universitätsstr. 30
8580 Bayreuth

Bibliographie: Bodenbiologie

(Gegenseitige Beeinflussung von Bodenorganismen und Substrat)

Stand: 31. Juli 1986 (505 Zitate)

Hannelore Vogel, Dipl.-Biol.

Aufgabe der vorliegenden Bibliographie war es, Literaturzitate zu erfassen, die den wechselseitigen Einfluß zwischen Bodenorganismen und dem Substrat Boden wiedergeben. Insofern war der Aspekt »Bodenschutz« von vorne herein bei der Bearbeitung ausgeklammert.

Aufgrund des großen Umfanges des Forschungsgebietes Bodenbiologie mit seinen zahlreichen Teilbereichen mußte bei der Literaturzusammenstellung eine Auswahl und Beschränkung erfolgen; trotzdem wurde versucht, einen Überblick über die

bodenbiologische Forschung zu erreichen. U.a. mußte auf Einbeziehung folgender Aspekte verzichtet werden: Untersuchungsergebnisse zur Wirkung spezieller Pflanzenbehandlungsmittel auf einzelne Bodenorganismenarten, Beeinflussung von Bodenorganismen durch Bodenfeuchtigkeit sowie einzelne chemische Elemente des Bodens. Der Aspekt »Bioindikation in der Bodenbiologie« konnte nur am Rande miteinfaßt werden. Derartige Teilaspekte der Bodenbiologie machen gesonderte Bibliographien erforderlich.

Gliederung der Bibliographie »Bodenbiologie«

- 1) Allgemeine Aspekte S. 83
- 2) Einfluß des Bodens und seiner natürlichen sowie anthropogen-bedingten Faktoren auf die Bodenorganismen (abiotische Faktoren) Tab. I, S. 84
- 3) Einfluß der Bodenorganismen auf ihren Lebensraum Tab. II, S. 85
- 4) Einfluß von Bodenorganismen incl. lebendem pflanzlichem Material auf andere Bodenorganismen bzw. lebendes pflanzliches Material (biotische Faktoren) Tab. III, S. 86

(die den einzelnen Gliederungspunkten nachgestellten Zahlen entsprechen der alphabetischen Reihenfolge der Literaturzitate)

1. Allgemeine Aspekte

Bodenbiologie, allg.:

20, 48, 49, 55, 77, 80, 81, 91, 107, 123, 143, 149, 157, 216, 275, 276, 278, 279, 328, 332, 342, 358, 381, 421, 425, 436, 439, 464

Boden als Lebensraum:

3, 43, 64, 65, 390, 395, 461, 468, 478, 480, 490

Bodenmikrobiologie, allg.:

6, 37, 99, 148, 254, 462

Sukzession von Bodenorganismen im Verlauf des Rotteprozesses:

333, 449, 452, 485

Sukzession von Bodenorganismen auf Rekultivierungsflächen und verarmten landw. Nutzflächen:

57, 67, 121, 170, 175, 394

Bodenbiologische Forschung:

51, 69, 76, 78, 154, 195, 241, 290, 360, 455

Boden- und Wurzeluntersuchungen im Zusammenhang mit Waldschäden:

34, 52, 53, 54, 179, 231, 232, 233, 234, 293, 313, 321, 322, 353, 444, 445, 446, 504

Didaktik in der Bodenbiologie:

60, 62, 68, 80, 85, 86, 92, 134, 271

Bioindikation in der Bodenbiologie:

2, 13, 96, 122, 124, 131, 173, 273, 336

Bodenschutzaspekt:

61, 90, 102, 387

2. Einfluß des Bodens und seiner natürlichen sowie anthropogen-bedingten Faktoren auf die Bodenorganismen (abiotische Faktoren)

Tabelle I:

	Bodenorganismen, allg.	Bodentiere	Oligochaeta: Lumbriciden und Enchytraeiden	Collembolen	andere Bodentiere	Bodenmikroorganismen excl. Pilze	Pilze incl. Mykorrhiza	Vegetation	Pflanzenwurzeln	Pflanzenwachstum, Ertrag u. Inhaltsstoffe landw. Nutzpflanzen
Boden, allg. / Bodentyp	383, 386, 413, 455, 457	454	59, 202, 348, 456, 500		297, 429	318	320, 400	1, 46, 299, 313, 441, 443	458	319, 371
Bodenstruktur	239, 474					228		214	311, 393	213, 311, 393
Humusgehalt / Rotteverlauf	477	333, 372	310					479		260
pH-Wert des Bodens / Versauerung		305	2		429		357	22, 389, 444	331, 446, 471	
land- u. forstwirtschaftl. Kulturmaßnahmen (mechan. Bearb., Fruchtfolge)	38, 87, 105, 161, 281, 351, 433, 475	19, 32, 33, 45, 125, 224, 262, 272, 432	186, 346, 377, 397, 401, 447, 500	220, 334, 377	133, 253, 377	242, 284, 451, 502	21	200	168	36, 242, 475
Pestizide	73, 74, 88, 215, 247, 302, 308, 338, 339	35, 261, 289	207, 208, 294, 295		26, 266, 469	11, 18, 39, 63, 108, 109, 222, 307, 309, 340, 344, 437, 440, 459	402			110, 338
Herbizide	302	128				18, 145, 196, 197, 198, 199, 250, 307				
Düngung (org., anorg.) / Kalkung	24	31, 160, 259, 407	472	385		39, 142, 177, 412	47, 320, 359	140, 256, 408		409
Schwermetalle incl. Transfer Boden - Pflanze, teilw. aus Klärschlämmen	338, 442	94, 476	238	248		40, 84		82, 94, 103, 104, 135, 172, 245, 263, 270, 315, 316, 350, 370, 376, 387	179	361, 338, 376
div. Schadstoffe im Boden (Immission, Streusalz...)	341	356				44		58, 89, 169, 225, 226, 431, 445, 478, 505	235	

3. Einfluß der Bodenorganismen auf ihren Lebensraum

Tabelle II:

	allg. Bedeutung für den Boden	Bodenbeschaffenheit	Bodenbildung	Humusbildung	Zersetzung von organischem Material	Bodenstruktur	Bodendynamik »Bioturbation«	Ertragssteigerung auf landw. Nutzflächen	Bodenstickstoffhaushalt	Schadstoffe im Boden
Bodenorganismen, allg.	195, 296, 301, 337, 352, 413, 419	327	159, 163, 327, 416, 466		42, 62, 100, 101, 286, 288, 300, 312, 399, 404, 424, 426, 466, 485	450		66, 72, 156, 162, 268	503	
Bodentiere	152, 183, 184, 227, 240, 258, 269, 278, 342, 363, 453, 498			153, 158, 164, 407	9, 10, 95, 113, 115, 116, 117, 119, 146, 147, 155, 274, 285, 347, 378, 435, 453, 501	191, 193	191, 193	151, 303, 430	158, 211	
Oligochaeta: Lumbriciden und Enchytraeiden	8, 30, 126, 136, 189, 206, 244, 255, 257, 273, 306, 345, 364, 375, 467, 482, 499	23, 50, 221, 249, 410, 415	97, 406	246, 310, 379, 488	292, 354, 467, 486, 488	203, 277, 292, 373	25, 185, 186, 192, 488	27, 28, 29, 137, 138, 144, 202, 217, 218, 221, 229, 230, 257, 267, 368, 370, 374, 401, 406, 491	4	
Collembolen	382		369	380, 497	114, 434			205		
Nematoden	165, 403, 493	495			130, 438, 452, 465, 496					
andere Bodentiere	71, 129, 345, 422, 423, 427	182	120, 369	171	70, 118, 120, 130, 287, 291, 391, 392					
Bodenmikroorganismen excl. Pilze	14, 178, 265, 282, 283, 304, 314, 384, 489	251, 417		420	463			251, 367, 428, 460	492	63, 111
Pilze incl. Mykorrhiza	317, 343, 349, 396, 481			324				1, 167		
Vegetation	46, 298, 364, 405, 483, 484, 487	132, 141	236			204, 214				
Pflanzenwurzeln	219, 223, 264, 470					212				398

4. Einfluß von Bodenorganismen incl. lebendem pflanzlichem Material auf andere Bodenorganismen bzw. lebendes pflanzliches Material (biotische Faktoren)

Tabelle III:

	Bodentiere, allg.	Lumbriciden	Nematoden	andere Bodentiere	Bodenmikroorganismen	Pilze incl. Mykorrhiza u. Algen	Vegetation, allg.	Pflanzenwachstum / Nutzpflanzenertrag	Pflanzenernährung / -inhaltsstoffe	Pflanzenwurzeln
Bodenorganismen, allg.									418	
Bodentiere, allg.					174, 280	329	237	237		
Oligochaeta: Lumbriciden u. Enchytraeiden			362, 379, 494		15, 83, 98	335, 16	188, 249	112, 194, 306, 355, 414	5, 17, 190, 306,	127, 180
Collembolen							205	176, 205		
andere Bodentiere	93		252	118, 252				93, 181		127
Bodenmikroorganismen	174, 280				265		384	460		365, 411, 448
Pilze incl. Mykorrhiza	329						51, 150, 210	7, 21, 243, 474	79, 150	209
Pflanzenarten / Vegetation	41, 326	106, 188	12	326, 330			201			
Pflanzenwurzeln				166	365, 411, 448					

- 1) AALTONEN, V. T. (1948):**
Boden und Wald. – Berlin, Hamburg (P. Parey), 452 S.
- 2) ABRAHAMSEN, G. (1983):**
Effects of lime and artificial acid rain on the enchytraeid oligochaeta fauna in coniferous forests. – *Holarct. Ecol. (Copenhagen)* **6** (3), 247–254.
- 3) AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg.) (1982):**
Bodennutzung und Naturschutz. Fachseminar März 1982 in Würzburg. – *Laufener Seminarbeiträge* 3/82, 52 S.
- 4) ALDAG, R., GRAFF, O. (1975 a):**
Umverteilung von Stickstoff-Bindungsformen in Böden durch Regenwurm-tätigkeit. – *Mitt. Deutsch. Bodenkdl. Ges.* **22**, 507–516.
- 5) ALDAG, R., GRAFF, O. (1975 b):**
Einfluß der Regenwurm-tätigkeit auf Proteingehalt und Proteinqualität junger Haferpflanzen. – *Landw. Forsch.* **31/II**, So.-Heft, 277–284.
- 6) ALEXANDER, M. (1977):**
Introduction to soil microbiology. New York, London (John Wiley & Sons), 472 S.
- 7) ALEXANDER, I. J. (1981):**
The *Picea sitchensis* + *Lactarius rufus* mycorrhizal association and its effects on seedling growth and development. – *Trans. Br. mycol. Soc.* **76**, 417–423.
- 8) AMBROS, W., KNEITZ, G. (1961):**
Die Regenwürmer und ihre walddhygienische Bedeutung. – *Walddhygiene* **4** (1/2), 34–53.
- 9) ANDERSON, J. M. (1975):**
Succession, diversity and trophic relationships of some soil animals in decomposing leaf litter. *Journal of Animal Ecology* **44**, 475–495.
- 10) ANDERSON, J. M., MACFADYEN, A. (eds.) (1976):**
The role of terrestrial and aquatic organisms in decomposition processes. Oxford (Blackwell Scientific Publ.), 474 S.
- 11) ANDERSON, J. R. (1978):**
Pesticide effects on non-target soil microorganisms. In: Hill, J. R., Wright, S. J. L. (eds.): *Pesticide microbiology*, 313–533. – London (Academic Press).
- 12) ANDRÁSSY, I. (1953):**
Die Wirkung der verschiedenen Pflanzenarten auf die Zusammensetzung der in der Rhizosphäre lebenden Nematodengemeinschaften. – *Ann. Hist.-Nat. Mus. Nat. Hung.* **3**, 93–99.
- 13) ARNOLDI, K. V., GHILAROV, M. S. (1963):**
Die Wirbellosen im Boden und in der Streu als Indikatoren der Besonderheiten der Boden- und Pflanzendecke der Waldsteppenzone. – *Pedobiologia* **2**, 183–222.
- 14) ARPIN, P., KILBERTUS, G., PONGE, J. F., VANNIER, G. (1980):**
Importance de la microflore et de la microfaune en milieu forestier. In: Pesson, P. (ed.): *Actualités d'écologie forestière.* – Gauthier-Villars, Paris, 87–150.
- 15) ATLAVINYTĚ, O., LUGOUSKAS, A. (1971):**
The effect of Lumbricidae on soil microorganisms. – *Ann. Zool. Ecol. Anim.* **4**, 73–80.
- 16) ATLAVINYTĚ, O., POCIENĚ, C. (1973):**
The effect of earthworms and their activity on the amount of algae in the soil. – *Pedobiologia* **13**, 445–455.
- 17) ATLAVINYTĚ, O., VANAGAS, J. (1982):**
The effect of earthworms on the quality of barley and rye grain. – *Pedobiologia* **23**, 256–262.
- 18) AUDUS, L. J. (1970):**
The action of herbicides and pesticides on the microflora. – *Meded. Fac. Landbouwwet. Rijksuniv. Gent* **35**, 465–492.
- 19) BABEL, U. (1982):**
Die Beeinträchtigung der Bodenfauna durch landwirtschaftliche Kulturmaßnahmen. – *Laufener Seminarbeiträge* 3/82, 29–36.
- 20) BACHELIER, G. (1963):**
La vie animale dans les sols. – Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer. O.R.S.T.O.M., Paris, 279 S.
- 21) BACKHAUS, G. F. (1984):**
Untersuchungen zur Nutzung der endotrophen (VA) Mykorrhiza in der gärtnerischen Pflanzenproduktion. – *Diss. Univ. Hannover.*
- 22) BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ, E. (1963):**
Abhängigkeit einiger Magnocaricetalia- und Molinieta-Gesellschaften vom Pufferungsvermögen ihrer Böden. – *Biológia* **18** (10), 713–729.
- 23) BALTZER, R. (1955):**
Regenwurmfauna und Bodentyp. – *Z. Pflanzenern., Düng., Bodenk.* **71**, 246–252.
- 24) BANSE, H. J. (1972):**
Bodenbiologische Untersuchungen bei der Anwendung natürlicher und synthetischer Bodenverbesserungsmittel. – *Mitt. Deutsch. Bodenkdl. Ges.* **15**, 163–169.
- 25) BANSE, H. J., GRAFF, O. (1968):**
Tonverlagerung in den Unterboden entlang von Regenwurmröhren. – *Mitt. Deutsch. Bodenkdl. Ges.* **8**, 223–225.
- 26) BARING, H. H. (1956):**
Die Milbenfauna eines Ackerbodens und ihre Beeinflussung durch Pflanzenschutzmittel. I. Teil: Ökologische Betrachtungen über die Milbenfauna des Bodens im Leinetal. – *Z. angew. Entomologie* **39**, 410–444.
- 27) BARLEY, K. P. (1959):**
The influence of earthworms on soil fertility. II. Consumption of soil and organic matter by the earthworm *Allolobophora caliginosa* (SAVIGNY). – *Aust. J. Agric. Res.* **10**, 179–185.
- 28) BARLEY, K. P. (1961):**
The abundance of earthworms in agricultural land and their possible significance in agriculture. *Advances in Agronomy* **13**, 249–268.
- 29) BARLEY, K. P., JENNINGS, A. C. (1959):**
Earthworms and soil fertility. III. The influence of earthworms on the availability of nitrogen. – *Aust. J. Agric. Res.* **10**, 364–370.
- 30) BARRETT, Th. (1949):**
Harnessing the Earthworm. Faber & Faber, London, 116 S.
- 31) BASSUS, W. (1960):**
Der Einfluß der Kalkdüngung auf die Fauna des Waldbodens. – *Archiv f. Forstwesen* **9** (12), 1065–1081.
- 32) BAUCHHENS, J. (1980):**
Auswirkungen des Abflämmens auf die Bodenfauna einer Grünlandfläche im Spessart. – *Bayer. Landw. Jb.* **57**, 100–114.

- 33) BAUCHHENS, J. (1982):
Artenpektrum, Biomasse, Diversität und Umsatzleistung von Lumbriciden (Regenwürmer) auf unterschiedlich bewirtschafteten Grünlandflächen verschiedener Standorte Bayerns. - Bayer. Landw. Jb. 59, 119 - 125.
- 34) BAUER, F. (Red.) (1986):
Waldboden und Schäden (Themenheft). - Allgem. Forst-Zeitschr. 41 (20), 28 S.
- 35) BAUER, K. (1964):
Studien über Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Bodenfauna. - Mitt. Biol. Bundesanst. Land- u. Forstwirtschaft. H. 112, 42 S.
- 36) BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg.) (1984):
Versuchsergebnisse der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau über Auswirkungen abgestufter Intensitäten im Pflanzenbau auf Umwelt, Ertrag und Qualität der Produkte. - Bayer. Landw. Jb. 61, So.-Heft 2, 93 S.
- 37) BECK, Th. (1968):
Mikrobiologie des Bodens. - Bayer. Landw. Verlag, München, 452 S.
- 38) BECK, Th. (1975):
Einfluß langjähriger Monokultur auf die Bodenbelebung im Vergleich zur Fruchtfolge. Landw. Forsch., So.-Heft 31/II, 268 - 276.
- 39) BECK, Th. (1981 a):
Einfluß unterschiedlicher Dünge- und Pflanzenschutzintensität auf die Bodenmikrobiologie. Bayer. Landw. Jb. 58 (3), 290 - 295.
- 40) BECK, Th. (1981 b):
Untersuchungen über die toxische Wirkung der in Siedlungsabfällen häufigen Schwermetalle auf die Bodenmikroflora. - Z. Pflanzenern. Bodenkde. 144, 613 - 627.
- 41) BERENDT, R., BOLTE, D. (1984):
Untersuchungen über den Einfluß einer ausgewählten Pflanzengesellschaft (*Melilotetum albi-officinalis* SISS. 1950) auf die Zusammensetzung der Boden-Mesofauna. - Drosera H. 1, 19 - 26.
- 42) BERGER-LANDEFELDT (1960):
Zum Cellulose-Abbau in Böden unter verschiedenem Bewuchs. - Oikos 11, 311 - 324.
- 43) BERTSCH, K. (1947):
Der Wald als Lebensgemeinschaft. - Ravensburg.
- 44) BEWLEY, R. J. F., PRESCOTT, C., PARKINSON, D. (1983):
Effects of sulfur dioxide pollution on microbial activity in a forest soil. Abstract Annual Meeting American Society Microbiology 83.
- 45) BICK, H., BROCKSIEPER, J. (1979):
Auswirkungen der Landbewirtschaftung auf die Invertebratenfauna. - Schr.-R. d. BML, Reihe A: Landwirtschaft - Angewandte Wissenschaft, H. 218, 66 S.
- 46) BLACK, C. A. (1957):
Soil - Plant Relationships. - J. Wiley & Sons, New York, 332 S.
- 47) BLAISE, T., GARBAYE, J. (1983):
Effects of mineral fertilization on the mycorrhization of roots in a beech forest. - Acta Oecol. Oecol. Plant. 4, 165 - 170.
- 48) BLANCK, E. (Hrsg.) (1931):
Handbuch der Bodenlehre, Bd. 7: Der Boden in seiner chemischen und biologischen Beschaffenheit. - Berlin, Springer Verl. 473 S.
- 49) BLANCK, E. (Hrsg.) (1939):
Handbuch der Bodenlehre, Erster Ergänzungsband. - Berlin, Springer Verl. 621 S.
- 50) BLANCK, E., GIESECKE, F. (1924):
Über den Einfluß der Regenwürmer auf die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Bodens. - Z. Pflanzenern., Düngung, Bodenkde. 3, 198 - 210.
- 51) BLASCHKE, H. (1980 a):
Zur Mykorrhizaforschung bei Waldbäumen. Forstwiss. Cbl. 99, 6 - 12.
- 52) BLASCHKE, H. (1980 b):
Feinwurzeluntersuchungen und biotische Aktivitäten in der Rhizosphäre vom Tannensterben befallener *Abies alba*-Bestände. - Europ. J. forest. Pathol. 10, 181 - 185.
- 53) BLASCHKE, H. (1981 a):
Schadbild und Ätiologie des Tannensterbens. II. Mykorrhizastatus und pathogene Vorgänge im Feinwurzelbereich als Symptome des Tannensterbens. - Europ. J. forest. Pathol. 11, 375 - 379.
- 54) BLASCHKE, H. (1981 b):
Veränderungen bei der Feinwurzelentwicklung in Weißtannenbeständen. - Forstwiss. Cbl. 100, 190 - 195.
- 55) BOCKELMANN, H. v. (1983):
Der Boden lebt. - Girardet, Essen, 95 S.
- 56) BOCKEMÜHL, J. (1979):
Vom Leben des Komposthaufens. - Philosophisch-Anthroposophischer Verlag, Dornach, 67 S.
- 57) BODE, E. (1973):
Beiträge zu den Erscheinungen einer Sukzession der terricolen Zoozönose auf Rekultivierungsflächen. - Diss. Naturw. Fak. TU Braunschweig, 114 S.
- 58) BOEDEFELD, G. (1981):
Streusalz - Bäume in Not. - Geo Nr. 3, 102 - 113.
- 59) BODENHEIMER, F. S. (1935):
Soil conditions, which limit Earthworm distribution. - Zoogeographica 2, 572 - 578.
- 60) BÖHLMANN, D. (1976):
Bodenbiologie exemplarisch. Ein Laubblatt fällt ab und wird zersetzt. - Der Biologieunterricht (Bodenbiologie II) 12 (4), 33 - 55.
- 61) BÖLSCHKE, J. (1984):
Was die Erde befällt. Nach den Wäldern sterben die Böden. Spiegel-Buch, Rowohlt, Hamburg, 220 S.
- 62) BOJUNGA, W. (1983):
Abbauprozesse in natürlichem Boden. - Naturwiss. i. Unterr. - Biologie 31 (9), 292 - 297.
- 63) BOLLEN, W. B. (1961):
Interactions between pesticides and soil microorganisms. - Ann. Rev. Microbiol. 15, 69 - 92.
- 64) BORNEBUSCH, C. H. (1930):
The Fauna of Forest Soil. - Het forstlige Forsøgsvaesen i Denmark 11, 224 S. (Copenhagen).
- 65) BORNEBUSCH, C. H. (1932):
Das Tierleben der Waldböden. - Forstwiss. Cbl. 54, 253 - 266.

- 66) BORTELS, H. (1967):**
Bodenbiologie und Bodenfruchtbarkeit. Das Leben 4 (3), 67–74.
- 67) BOSSE, J. (1966):**
Wiederbelebung biologisch verarmter Weinbergsböden, dargestellt am Beispiel des Regenwurmbeatzes. Preprints Coll.: Dynamik der Bodenlebensgemeinschaft, Sept. 1966, FAL Braunschweig-Völknerode. – Vieweg & Sohn, Braunschweig, 144–154.
- 68) BOTSCH, D., BRESTER, U. (1970):**
Einige Schulversuche zur Lebensweise der Regenwürmer. – Naturwiss. i. Unterr. – Biologie 18, 347–350.
- 69) BRAUNS, A. (1953):**
Wesen und Bedeutung bodenzoologischer Forschungen. – Naturw. Rundschau, H. 8, 329–332.
- 70) BRAUNS, A. (1954):**
Die Beteiligung bodenlebender Zweiflüglerlarven an der Bildung koprogener Humuselemente. – Zeitschr. Angew. Zool. 41, 233–241.
- 71) BRAUNS, A. (1955 a):**
Die terricolen Dipterenlarven im Verknüpfungsgefüge der Waldbiozönose. – Bonner Zool. Beitr. 6 (3/4), 223–231.
- 72) BRAUNS, A. (1955 b):**
Bodenleben und Bodenfruchtbarkeit. – Kosmos 51 (8), 365–370.
- 73) BRAUNS, A. (1955 c):**
Applied Soil Biology and Plant Protection. In: Kevan, D. K. McE: Soil Zoology, 231–240. – Butterworths Sci. Publ. London.
- 74) BRAUNS, A. (1956):**
Angewandte Bodenbiologie und Pflanzenschutz. Nachrbl. Dtsch. Pflanzenschutzdienstes 8 (1), 10–13.
- 75) BRAUNS, A. (1955/56):**
Angewandte Bodenbiologie, waldbauliche Probleme, Raumforschung und Landesplanung. Neues Archiv f. Nieders. 8 (13), 31–47.
- 76) BRAUNS, A. (1967):**
Aufgaben einer technischen Bodenbiologie in der industriellen Landschaft. Braunschweigische Heimat 53 (2), 33–51.
- 77) BRAUNS, A. (1968):**
Praktische Bodenbiologie. G. Fischer Verlag, Stuttgart, 470 S.
- 78) BRAUNS, A. (1981):**
Die Standortbestimmung der Bodenbiologie. Waldhygiene 14 (3/4), 107–121.
- 79) BROWNLEE, C., DUDDRIDGE, J. A., MALIBARI, A., READ, D. J. (1983):**
The structure and function of mycelial systems of ectomycorrhizal roots with special reference to their role in forming interplant connections and providing pathways for assimilate and water transport. – Plant and Soil 71, 433–443.
- 80) BRUCKER, G. (Hrsg.) (1981):**
Bodenbiologie. – Unterricht Biologie H. 57, 48 S.
- 81) BRUCKER, G., KALUSCHE, D. (1976):**
Bodenbiologisches Praktikum. – Biologische Arbeitsbücher, Bd. 19, Quelle & Meyer, Heidelberg, 215 S.
- 82) BRÜNE, H. (1982):**
Zur Aufnahme von Schwermetallen durch Pflanzen und Möglichkeiten der Reduzierung. – 125 Jahre Hess. Landw. Versuchsanstalt, Kassel, 57–83.
- 83) BRÜSEWITZ, G. (1958):**
Untersuchungen über den Einfluß des Regenwurms auf Zahl, Art und Leistungen von Mikroorganismen im Boden. – Diss. Köln.
- 84) BRUNNER, I., SCHINNER, F. (1984):**
Einfluß von Blei und Cadmium auf die mikrobielle Aktivität eines Bodens. – Bodenkultur 35 (1), 1–12.
- 85) BRUNNER, U. (1982):**
Boden, Dünger und Wachstum (einfache Schulversuche). – Naturwiss. i. Unterr. – Biologie 30 (4), 139–140.
- 86) BÜTTNER, R. (1983):**
Der Boden – ein fast vergessenes Thema. – Naturwiss. i. Unterr. – Physik/Chemie H. 12, 430–439.
- 87) BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg.) (1981):**
Beachtung ökologischer Grenzen bei der Landwirtschaft. Bioindikation, Bodenerosion, Schadstoffe im Boden, Verlagerung von Pflanzennährstoffen, Artenschutz. – Berichte ü. Landwirtschaft, So.-Heft 197, 276 S.
- 88) BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg.) (1985):**
Pflanzenschutzmittel und Boden. Eintrag und Bilanzierung – Dynamik im Boden – Besondere Stoffe – Einflüsse auf Bodenflora und Bodenfauna. – Berichte ü. Landwirtschaft, So.-Heft 198, 205 S.
- 89) BUNDESMINISTER FÜR FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE (Hrsg.) (1985):**
Umweltforschung zu Waldschäden. 3. Bericht. – Bonn, 134 S.
- 90) BUNDESMINISTER DES INNERN (Hrsg.) (1985):**
Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung. Bundestagsdrucksache 10/2977 vom 7. März 1985. – Kohlhammer Verlag, Stuttgart, 229 S.
- 91) BURGESS, A., RAW, F. (eds.) (1967):**
Soil Biology. – Academic Press, London, New York, 532 S.
- 92) CLAUSNITZER, H.-J. (1981):**
Die Assel im Unterricht. – Naturwiss. i. Unterr. – Biologie 29 (5), 129–134.
- 93) CONRAD, B. (1979):**
Die bodenwirksamen Leistungen der einheimischen Ameisen und ihre Folgen für Pflanzenwachstum und Bodentiere. – unveröff. Staatsexamensarbeit, Bonn.
- 94) CRÖSSMANN, G. (1984):**
Schwermetalle im Gefüge Boden – Pflanze – Tier. – Gewässersch. Wasser Abwasser 65, 287–297.
- 95) CURRY, J. P. (1969):**
The decomposition of organic matter in soil. I. The role of the fauna in decaying grassland herbage. – Soil Biol. Biochem. 1, 253–258.
- 96) DANCAU, B. (1967):**
Zusammenhänge zwischen Vegetation und Böden der landwirtschaftlich genutzten Flächen. – Bayer. landw. Jb. 44 (3), 363–370.
- 97) DARWIN, Ch. (1882):**
Die Bildung der Ackererde durch die Tätigkeit der Würmer mit Beobachtungen über deren Lebensweise (deutsche Übersetzung). – Stuttgart, 184 S.

- 98) DAY, G. M. (1950):**
Influence of earthworms on soil microorganisms. – *Soil Sci.* 69, 175–184.
- 99) DELAMARE DEBOUTTEVILLE, Cl. (1951):**
Microfaune du Sol. – *Vie et Milieu, Suppl.* 1, Hermann u. Cie., Paris, 360 S.
- 100) DICKINSON, N. M. (1983):**
Decomposition of grass litter in a successional grassland. – *Pedobiologia* 25, 117–126.
- 101) DICKINSON, C. H., PUGH, G. J. F. (eds.) (1974):**
Biology of plant litter decomposition. – Academic Press (London), 2 Vols.
- 102) DIEZ, Th. (1982 a):**
Bodenerhaltung durch Bodenpflege. In: *Laufener Seminarbeiträge* 3/82, 43–52.
- 103) DIEZ, Th. (1982 b):**
Einfluß der Klärschlammbelastung und der Beschlammungsintensität auf den Schwermetalltransfer Boden – Pflanze. – *Landw. Forsch. So.-H.* 39, 213–223.
- 104) DIEZ, Th. (1984):**
Zur Schwermetallaufnahme landwirtschaftlicher Nutzpflanzen aus klärschlammgedüngtem Boden. – *Gewässersch. Wasser Abwasser* 65, 451–469.
- 105) DINDAL, D. L. (ed.) (1979):**
Soil biology as related to land use practices. – *Proc. 7th Int. Coll. Soil Zool.*, Syracuse, 806–833.
- 106) DOEKSEN, J. (1964):**
The Influence of Rhododendron and Pinus on Earthworms. – *Jaarb. I.B.S.*, 177–180.
- 107) DOEKSEN, J., DRIFT, J. van der (1963):**
Soil Organisms. – *North-Holland Publ. Comp.*, Amsterdam, 453 S.
- 108) DOMSCH, K. H. (1963):**
Einflüsse von Pflanzenschutzmitteln auf die Bodenmikroflora. – *Mitt. Biol. Bundesanst., Berlin-Dahlem*, H. 107, 52 S.
- 109) DOMSCH, K. H. (1972):**
Einfluß von Pestiziden auf mikrobielle Prozesse und ökologische Beziehungen im Boden. – *Berichte ü. Landwirtschaft* 50, 392–403.
- 110) DOMSCH, K. H. (1974):**
Die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. *Z. Pflanzenkrankh. Pflanzensch.* 81, 679–682.
- 111) DOMSCH, K. H. (1984):**
Mikrobiologische Aspekte der Mobilisierung und Pufferung von Schwermetallen im Boden. – *Gewässersch. Wasser Abwasser* 65, 401–412.
- 112) DREIDAX, L. (1931):**
Untersuchungen über die Bedeutung der Regenwürmer für das Pflanzenwachstum. – *Arch. Pflanzenbau* 7, 413–467.
- 113) DRIFT, J. van der (1965):**
The effects of animal activity in the litter layer. *Experimental Pedology*. – *Proceed. 11th Easter School in Agric. Sci.*, Univ. Nottingham (1964). Butterworths, London, 227–235.
- 114) DUNGER, W. (1956):**
Untersuchungen über Laubstreuersetzung durch Collembolen. – *Zool. Jb. (Syst.)* 84, 75–98.
- 115) DUNGER, W. (1958 a):**
Über die Zersetzung der Laubstreu durch die Boden-Makrofauna im Auenwald. – *Zool. Jb. (Syst.)* 86, 139–180.
- 116) DUNGER, W. (1958 b):**
Über die Veränderung des Falllaubes im Darm von Bodentieren. – *Z. Pflanzenern., Düngung, Bodenkde.* 82 (127) (2/3), 174–193.
- 117) DUNGER, W. (1960):**
Zu einigen Fragen der Leistung der Bodentiere bei der Umsetzung organischer Substanz. – *Zentralbl. f. Bakt., Parasitenkde., Infekt.krankh. u. Hygiene*, II. Abt. 113, 345–355.
- 118) DUNGER, W. (1962):**
Nahrungswahl bei Bodenarthropoden in produktionsbiologischer Sicht. – *II. Intern. Kongr. Ent.* Wien (1960) 3, 169–173.
- 119) DUNGER, W. (1964):**
Die Bedeutung der Bodenfauna über die Streuersetzung. – *Tagungsber. d. Dtsch. Landwirtschaftswiss.* Nr. 60, (Berlin) 99–114.
- 120) DUNGER, W. (1969):**
Über den Anteil der Arthropoden an der Umsetzung des Bestandesabfalles in Anfangs-Bodenbildungen. – *Pedobiologia* 9, 366–371.
- 121) DUNGER, W. (1978):**
Bodenzoologische Untersuchungen an rekultivierten Kippböden der Niederlausitz. – *Abh. u. Ber. d. Naturkde-Mus. Görlitz* 52 (11), 20 S.
- 122) DUNGER, W. (1982):**
Die Tiere des Bodens als Leitformen für anthropogene Umweltveränderungen. In: *Bick, H., Neumann, D. (Hrsg.): Bioindikatoren. Ergebnisse des Symposiums: Tiere als Indikatoren für Umweltbelastungen*, 8.–11. März 1981 in Köln. – *Decheniana-Beih.* Nr. 26, 151–157.
- 123) DUNGER, W. (1983):**
Tiere im Boden. – 3. unveränd. Aufl., Neue Brehm-Bücherei Nr. 327, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 265 S.
- 124) EBING, W., PFLUGMACHER, J., HAQUE, A. (1984):**
Der Regenwurm als Schlüsselorganismus zur Messung der Bodenbelastung mit organischen Fremdchemikalien. – *Ber. ü. Landwirtschaft* 62 (2), 222–255.
- 125) EDWARDS, C. A. (1977):**
Investigations into the influence of agricultural practice on soil invertebrates. – *Annals of appl. Biol.* 87, 515–520.
- 126) EDWARDS, C. A., LOFTY, J. R. (1977):**
Biology of earthworms. – *Chapman and Hall*, London, 2. Aufl., 333 S.
- 127) EDWARDS, C. A., LOFTY, J. R. (1978):**
The influence of arthropods and earthworms upon root growth of direct drilled cereals. – *J. appl. Ecol.* 15, 789–795.
- 128) EIJSACKERS, H., BUND, C. F. van de (1980):**
Effects on soil fauna. In: *Hance, R. J. (ed.): Interactions between herbicides and the soil*. – *Acad. Press*, London, New York, 255–305.
- 129) EISENBEIS, G., WICHARD, W. (1985):**
Atlas zur Biologie der Bodenarthropoden. – *G. Fischer Verlag*, Stuttgart, 434 S.

- 130** ELKINS, N. Z., WHITFORD, W. G. (1982):
The role of microarthropods and nematodes in decomposition in a semi-arid ecosystem. - *Oecologia* 55, 303-310.
- 131** ELLENBERG, H. (1950):
Unkrautgesellschaften als Zeiger für Klima und Boden. *Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie I.* - E. Ulmer, Stuttgart, 141 S.
- 132** ELLENBERG, H. (1958):
Über die Beziehungen zwischen Pflanzengesellschaft, Standort, Bodenprofil und Bodentyp. - *Angew. Pflanzensoz.* 15, 14-18.
- 133** EL TITI, A. (1984):
Auswirkung der Bodenbearbeitungsart auf die edaphischen Raubmilben (Mesostigmata: Acarina). - *Pedobiologie* 27, 79-88.
- 134** ERBER, D., KLEE, R. (1978):
Schülerexperimente zu einer Unterrichtseinheit: »Ökologie des Waldbodens«. - *Verh. d. Gesellsch. f. Ökologie*, Kiel 1977, 525-532.
- 135** ERNST, W. (1974):
Schwermetallvegetation der Erde. In: Tüxen, R. (Hrsg.): *Geobotanica selecta*, Bd. 5. - Fischer Verlag, Stuttgart, 194 S.
- 136** EVANS, A. C. (1947):
A method of studying the burrowing activity of worms. - *Ann. Mag. nat. Hist.* 14, 643 ff.
- 137** EVANS, A. C. (1948 a):
Studies on the Relationships between Earthworm and Soil Fertility. - *Ann. Appl. Biology* 35, 1-13.
- 138** EVANS, A. C. (1948 b):
Studies on the Relationships between Earthworm and Soil Fertility. II. Some Effects of Earthworms on Soil Structure. - *Ann. Appl. Biology* 35, 307-330.
- 139** EVERS, F. H. (1964):
Die Bedeutung der Stickstoff-Form für Wachstum und Ernährung der Pflanzen, insbesondere der Waldbäume. - *Mitt. Verein Forstl. Standortskd. u. Forstpfl.-Züchtg.* 14, 19-37.
- 140** EVERS, F. H. (1984):
Läßt sich das Baumsterben durch Walddüngung oder Kalkung aufhalten? - *Forst- u. Holzw.* 39, 75-85.
- 141** EYRE, S. R. (1963):
Vegetation and Soils. A World Picture. - London, 324 S.
- 142** FELDMANN, A. (1957):
Der quantitative Bakterienbesatz von Dauergrünlandböden und seine Beeinflussung durch organische Düngung. - *Z. Pflanzenern., Düng., Bodenkde.* 78, 54-66.
- 143** FENTON, G. (1947):
The soil fauna: with special reference to the ecosystem of forest soil. - *J. Anim. Ecol.* 16, 76-93.
- 144** FINCK, A. (1952):
Ökologische und bodenkundliche Studien über die Leistungen der Regenwürmer für die Bodenfruchtbarkeit. - *Z. Pflanzenern., Düng., Bodenkde.* 58, 120-145.
- 145** FLETCHER, W. W. (1960):
The effect of herbicides on soil micro-organisms. In: Woodford, E. K., Sagar, G. R. (ed.): *Herbicides and the soil.* - Oxford, Blackwell, 20-62.
- 146** FORSSLUND, K. H. (1938):
Beiträge zur Kenntnis der Einwirkung der bodenbewohnenden Tiere auf die Zersetzung des Bodens. - *Meddel. fran Statens Skogsförsöksanstalt* 31 (3), (Stockholm).
- 147** FOURMAN, K. (1938):
Untersuchungen über die Bedeutung der Bodenfauna bei der biologischen Umwandlung des Bestandesabfalls forstlicher Standorte. - *Mitt. Forst-wirtsch. Forstwiss.* 9, 144-169.
- 148** FRANCÉ, R. H. (1913):
Das Edaphon. Untersuchungen zur Ökologie der bodenbewohnenden Mikroorganismen. - Verlag d. Deutsch. mikrobiol. Gesellschaft, München, 99 S.
- 149** FRANCÉ, R. H. (1922):
Das Leben im Ackerboden. - Frankh'sche Verlags-hdlg., 77 S. (Kosmos-Bändchen, Bd. 87).
- 150** FRANK, B. (1885):
Über die auf Wurzelsymbiose beruhende Ernährung gewisser Bäume durch unterirdische Pilze. - *Ber. dtsh. bot. Gesellsch.* 3.
- 151** FRANZ, H. (1942):
Untersuchungen über die Bedeutung der Bodentiere für die Erhaltung und Steigerung der Bodenfruchtbarkeit. - *Forschungsdienst* 13, 320-333.
- 152** FRANZ, H. (1943 a):
Die Tätigkeit der Kleintiere im Boden und Wirtschaftsdünger und ihre Bedeutung für das Dauergrünland. - *Pflanzenbau* 19 (12), 363-380; 20 (1), 1-27.
- 153** FRANZ, H. (1943 b):
Bildung von Humus aus pflanzlichem Bestandesabfall und Wirtschaftsdünger durch Kleintiere. - *Bodenkde. u. Pflanzenern.* 32 (6), 336-351.
- 154** FRANZ, H. (1944):
Bodenzoologie als Forschungs-zweig der Bodenkunde. - *Bodenkd. Forsch.* 8 (2/4), 129-145.
- 155** FRANZ, H. (1945):
Über die Bedeutung von Kleintieren für die Rotte von Stallmist und Kompost. - *Pflanzenbau* 20 (4), 145-170.
- 156** FRANZ, H. (1949):
Bodenleben und Bodenfruchtbarkeit. - *Biologie* 8, Verlag Brüder Hollinek, Wien, 95 S.
- 157** FRANZ, H. (1950):
Bodenzoologie als Grundlage der Bodenpflege. - Akademie-Verlag, Berlin, 316 S.
- 158** FRANZ, H. (1951):
Über die Bedeutung terricoler Kleintiere für den Stickstoff- und Humushaushalt des Bodens. - *Z. Pflanzenern., Düng., Bodenkde.* 55 (100) (1), 44-52.
- 159** FRANZ, H. (1952):
Bildung und Reifung der Auwaldböden im Lichte der Bodenbiologie. - *Allgem. Forstzeitschr.* 7 (17/18).
- 160** FRANZ, H. (1953):
Der Einfluß verschiedener Düngungsmaßnahmen auf die Bodenfauna. - *Angew. Pflanzensoz.* 11, 50 S.
- 161** FRANZ, H. (1957):
Die moderne Bodenwirtschaft im Lichte der Bodenbiologie. - *Mitt. Staatsforstverw. Bayerns* 29, 29-41.
- 162** FRANZ, H. (1965 a):
Die Bedeutung des bodenbiologischen Geschehens für den Bodenfruchtbarkeitszustand. - *Z. Pflanzenern., Düng., Bodenkde.* 108 (2), 123-128.

- 163) FRANZ, H. (1965 b):**
Die Bodenbiozönosen und ihre Bedeutung für die Bodengenese. In: Tüxen, R.: Biosoziologie. - Ber. Intern. Symp. Stolzenau/W. 1960, Intern. Ver. Vegetationskde., 304-310.
- 164) FRANZ, H., LEITENBERGER, L. (1948):**
Biologisch-chemische Untersuchungen über Humusbildung durch Bodentiere. - Österr. Zool. Zeitschr. 1 (5), 498-518.
- 165) FRECKMANN, D. W. (ed.):**
Nematodes in soil ecosystems. - Univ. of Texas Press, Austin.
- 166) FÜHRER, E. (1961):**
Der Einfluß von Pflanzenwurzeln auf die Verteilung der Kleinarthropoden im Boden, untersucht an *Pseudotritia ardua* (Oribatei). *Pedobiologia* 1, 99-112.
- 167) GARRETT, S. D. (1963):**
Soil Fungi and Soil Fertility. - Pergamon Press, Oxford, 165 S.
- 168) GASS, P., OERTLI, J. J. (1980):**
Durchwurzelungsvergleich zwischen Fettwiese und angrenzender Brachwiese. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 143, 208-214.
- 169) GEHRMANN, J., ULRICH, B. (1982):**
Der Einfluß des Sauren Niederschlages auf die Naturverjüngung der Buche; Messungen an: Pflanzen, Boden, Niederschlag, Luft und Licht. - Mitt. d. LÖLF, So.-H., 32-36.
- 170) GERBER, E. (1974):**
Bodenzoologische und vogelkundliche Bestandsaufnahmen. Ein Mittel zur Beurteilung der ökologischen Wirksamkeit von Rekultivierungsmaßnahmen. - Landschaft u. Stadt 6 (3), 125-136.
- 171) GERE, G. (1956):**
The examination of the feeding biology and the humicative function of Diplopoda and Isopoda. - Acta Biol. Acad. Sci Hungaria 6, 257-271.
- 172) GERRITZE, R. G., DRIEL, W. van, SMILDE, K. W., LUIT, B. van (1983):**
Uptake of heavy metals by crops in relation to their concentration in soil solution. - *Plant Soil* 75 (3), 393-404.
- 173) GHILAROV, M. S. (1956):**
Significance of the soil fauna studies for the soil diagnostics. - VI^e Congr. Intern. de la Sci. du Sol, Paris, Vol. C. (Com. III), 139-144.
- 174) GHILAROV, M. S. (1963):**
On the interrelations between soil dwelling invertebrates and soil microorganisms. - In: Doeksen, J., Drift, J. van der (Hrsg.): *Soil organisms*, 255-259. - North-Holland Publ. Comp., Amsterdam.
- 175) GISI, U., OERTLI, J. J. (1981):**
Ökologische Entwicklung in Brachland, verglichen mit Kulturwiesen. III. *Microbiologische Veränderungen im Boden.* - *Oecol. Plant* 16, 165-175.
- 176) GISIN, H. (1955):**
Recherches sur la relation entre la faune endogée de collemboles et les qualités agrologiques de sols viticoles. - *Revue suisse de Zool.* 62 (4, no 37), 601-648.
- 177) GLATHE, H. (1971):**
Kalkstickstoff und Mikroflora des Bodens. - *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 128, 41-50.
- 178) GLATHE, H., GLATHE, G. (1966):**
Die Mikroorganismen des Bodens und ihre Bedeutung. In: Linsler, H.: *Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung*; 1. Hälfte. - Springer-Verlag, Wien, New York, 905 S.
- 179) GODBOLD, D. L., HÜTTERMANN, A. (1985):**
Effect of Zinc, Cadmium and Mercury on root elongation of *Picea abies* (Karst.) seedlings, and the significance of these metals to Forest Die-Back. - *Environm. Pollution* (Ser. A) 38, 375-381.
- 180) GOETHE, R. (1895):**
Einige Beobachtungen über Regenwürmer und deren Bedeutung für das Wachstum der Wurzeln. - *Jb. nassauischer Ver. f. Naturkde.* 48, 27-34.
- 181) GÖSSWALD, K. (1944):**
Holzgewinn durch Waldhygiene mittels Vermehrung der Roten Waldameise. - *Der Deutsche Forst- wirt* 26, 81-84 u. 97-99.
- 182) GÖSSWALD, K. (1981):**
Bodenverbesserung durch Waldameisen und ihre Auswirkung. - *Waldhygiene* 14 (3/4), 85-106.
- 183) GRAFF, O. (1954):**
Was bedeuten unsere Bodentiere. - *Landbauforschung Völkenrode* 1/2, 45 S.
- 184) GRAFF, O. (1964):**
Untersuchungen über die Bodenfauna im Ackerbau. *Habil. Schrift, Landwirtsch. Fak. Univ. Gießen*, 107 S.
- 185) GRAFF, O. (1967):**
Über die Verlagerung von Nährelementen in den Unterboden durch Regenwurm-tätigkeit. *Landwirtsch. Forsch.* 20, 117-127.
- 186) GRAFF, O. (1970):**
Einfluß verschiedener Mulchmaterialien auf den Nährelementgehalt von Regenwurmröhren im Unterboden. - *Pedobiologia* 10, 305-319.
- 187) GRAFF, O. (1971):**
Beeinflussen Regenwürmer die Pflanzenernäh- rung? - *Landbauforschung Völkenrode* 21, 103-108.
- 188) GRAFF, O. (1977):**
Wechselbeziehungen zwischen Regenwurm-tätigkeit und Pflanze. - *Ber. Intern. Symposien Intern. Ver- ein. Vegetationskde.*, Rinteln 1976, 105-118.
- 189) GRAFF, O. (1984):**
Unsere Regenwürmer. *Lexikon für Freunde der Bodenbiologie.* - M. & H. Schaper, Hannover, 2. Aufl., 112 S.
- 190) GRAFF, O., ALDAG, R. (1977):**
Veränderungen des Spektrums proteingebundener Aminosäuren in Jungpflanzen von *Avena* und *Lactuca* nach Bodenbehandlung mit *Eisenia foetida* (Sav.). - *P. Cent. pir. Biol. exp.* 9, 51-58.
- 191) GRAFF, O., HARTGE, K. H. (1974):**
Der Beitrag der Fauna zur Durchmischung und Lockerung des Bodens. - *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 18, 447-460.
- 192) GRAFF, O., KÜHN, H. (1977):**
Einfluß des Regenwurms *Lumbricus terrestris* L. auf die Ertrags- und Nährstoffwirkung einer Strohdüngung. - *Landwirtsch. Forsch.* 30, 86-93.

- 193) GRAFF, O., MARKESCHIN, F. (1979):**
Der Einfluß der Fauna auf die Stoffverlagerung sowie die Homogenität und die Durchlässigkeit von Böden. - Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 142, 476-491.
- 194) GRAFF, O., MAKESCHIN, F. (1980):**
Beeinflussung des Ertrags von Weidelgras (*Lolium multiflorum*) durch Ausscheidungen von Regenwürmern dreier verschiedener Arten. - *Pedobiologia* 20, 176-180.
- 195) GRAFF, O., SATCHELL, J. E. (Hrsg.) (1967):**
Progress in Soil Biology. Verhandlungen des Kolloquiums über die »Dynamik der Bodenlebensgemeinschaft«, Braunschweig - Völkenrode 5.-10. Sept. 1966. - Fr. Vieweg & Sohn, Braunschweig u. North Holland Publ. Comp. Amsterdam, 656 S.
- 196) GREAVES, M. P. (1979):**
Long-term effects of herbicides on soil microorganisms. - *Ann. appl. Biol.* 91, 129-132.
- 197) GREAVES, M. P., DAVIES, H. A., MARSH, J. A. P., WINGFIELD, G. I. (1976):**
Herbicides and soil microorganisms. - *Crit. Rev. Microbiol.* 5, 1-38.
- 198) GREAVES, M. P., MALKOMES, H. P. (1980):**
Effects on soil microflora. In: Hance, R. J. (ed.): Interactions between herbicides and the soil. - London, New York, Acad. Press, 223-253.
- 199) GROSSBARD, E. (1976):**
Effects on the soil microflora. In: Audus, L. J. (ed.): Herbicides - physiology, biochemistry, ecology, Vol. 2. - 2nd ed., London, New York, Acad. Press, 99-147.
- 200) GROTE, G. (1953):**
Untersuchungen über die Einwirkung rotierender Bodenbearbeitungswerkzeuge auf Boden und Pflanze. - Z. Acker- u. Pflanzenbau 97, 155-176.
- 201) GRÜMMER, G. (1955):**
Die gegenseitige Beeinflussung höherer Pflanzen - Allelopathie. - G. Fischer, Jena, 162 S.
- 202) GUILD, W. J. Mc L. (1948):**
Studies on the relationships between earthworms and soil fertility. III. The effect of soil type on the structure of earthworm populations. - *Ann. appl. Biol.* 35, 181-192.
- 203) GUILD, W. J. Mc L. (1955):**
Earthworms and soil structure. In: Kevan, D. E.: Soil zoology, 83-98. - London (Butterw. Sci. Publ.).
- 204) GYPTA, P. S. (1933):**
Relation of Plants to the Density of Soil. - *J. of Ecology* 21, 452-474.
- 205) HÅGVAR, S. (1982):**
Collembola in Norwegian coniferous forest soils. I. Relations to plant communities and soil fertility. - *Pedobiologia* 24, 255-296.
- 206) HALLER, W. von (1976):**
Hilfe durch den Regenwurm. - *Boden und Gesundheit* Nr. 90, 1-8.
- 207) HAQUE, A., EBING, K. W. (1983):**
Toxicity determination of pesticides to earthworms in the soil substrate. - *Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz* 90, 395 ff.
- 208) HAQUE, A., PFLUGMACHER, J. (1985):**
Einflüsse von Pflanzenschutzmitteln auf Regenwürmer. - *Berichte ü. Landwirtschaft, So.-H.* 198, 176-189.
- 209) HARLEY, J. L. (1940):**
A study of the root system of the beech in woodland soils with especial reference to mycorrhizal infection. - *J. Ecol.* 28, 107-117.
- 210) HARLEY, J. L. (1959):**
The Biology of Mycorrhiza. - Leonard Hill Ltd., London, 233 S.
- 211) HARMSSEN, G. W., SCHREVEN, D. A. van (1955):**
Mineralisation of organic nitrogen in soil. - *Adv. Agron.* 7, 299-398.
- 212) HARTGE, K. H., BLÄSING, D., HERKLOTZ, K. (1983):**
Veränderung des Bodengefüges unter dem Einfluß mehrjähriger Baumwurzeln. - *Forstwiss. Cbl.* 102, 99-110.
- 213) HARTGE, K. H., BOHNE, H. (1983):**
Der Einfluß der Gefügegeometrie auf Verdichtbarkeit des Bodens und auf Keimung von Roggen. *Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung* 24, 5-10.
- 214) HARTGE, K. H., BOHNE, H. (1985):**
Zur gegenseitigen Beeinflussung von Baum und Bodengefüge. - *Allg. Forstz.* 40, 235-237.
- 215) HELWEG, A. (1983):**
Influence of the fungicide Iprodione on respiration, ammonification and nitrification in soil. - *Pedobiologia* 25, 87-92.
- 216) HENNIG, E. (1966):**
Bodenleben kennen und pflegen (Humuswirtschaft im biologischen Landbau). - *Boden und Gesundheit* Nr. 53.
- 217) HENSEN, V. (1877):**
Die Tätigkeit des Regenwurms (*Lumbricus terrestris*) für die Fruchtbarkeit des Erdbodens. *Z. wiss. Zool.* 28, 354-364.
- 218) HENSEN, V. (1882):**
Über die Fruchtbarkeit des Erdbodens in ihrer Abhängigkeit von den Leistungen der in der Erdrinde lebenden Würmer. - *Landwirtsch. Jb.* 11, 661-698.
- 219) HENSEN, V. (1892):**
Die Wurzeln in den tieferen Bodenschichten. - *Jb. Dtsch. Landw. Ges.* 7, 84-96.
- 220) HERGARTEN, W. (1984):**
Ökologische Untersuchungen der Collembolenfauna von verschiedenen bewirtschafteten Flächen am Niederrhein. - *Diss. Univ. Bonn*, 254 S.
- 221) HEYMONS, R. (1923):**
Der Einfluß der Regenwürmer auf Beschaffenheit und Ertragsfähigkeit des Bodens. - *Z. Pflanzenernähr., Düngung. A. Wiss. Teil*, 98-129.
- 222) HICKISCH, B. (1981):**
Nebenwirkungen von Agrochemikalien auf Bodenmikroorganismen. - *Wiss. Z. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Math.-Nat. R.* 30 (3), 127-132.
- 223) HILF, H. (1927):**
Wurzelstudien an Waldbäumen. Die Wurzelausbreitung und ihre waldbauliche Bedeutung. - Hannover, 121 S.
- 224) HÖLLER-LAND, G. (1958):**
Der Einfluß des Grassmulchens auf die Kleinarthropoden des Bodens. - *Z. Acker- u. Pflanzenbau* 105 (1), 108-117.

- 225) HOESTER, H. R. (1982):**
Streusalzschäden an Straßenbäumen. – Landschaft u. Stadt 14 (2), 63–73.
- 226) HOFFMANN, G. (1982):**
Zusammenhänge zwischen kritischen Schadstoffgehalten im Boden, in Futter- und Nutzpflanzen. – Landw. Forsch., So.-H. 39, 130–153.
- 227) HOFFMANN, R. W. (1931):**
Die biologische Beschaffenheit des Bodens. Die Tiere, Leben und Wirken der für den Boden wichtigen Tiere. In: Blanck, E.: Handbuch der Bodenlehre, Bd. 7, 381–437, Springer Verl., Berlin.
- 228) HOFMANN, J., PFITSCHER, A. (1982):**
Veränderungen der mikrobiellen Aktivität in Böden unter Skipisten und Wanderwegen. – Pedobiologia 23, 105–111.
- 229) HOPP, H., SLATER, C. S. (1948):**
Influence of earthworms on soil productivity. Soil Sci. 66, 421–428.
- 230) HOPP, H., SLATER, C. S. (1949):**
The effects of earthworms on the productivity of agricultural soil. – J. Agric. Res. 78, 325–339.
- 231) HÜTTERMANN, A. (1983 a):**
Frühdiagnose von Immissionsschäden im Wurzelbereich von Waldbäumen. Biochemische und physiologische Untersuchungen: Boden, Mikroorganismen, Wurzeln. – Mitt. d. LÖLF, So.-H.: Immissionsbelastungen von Waldökosystemen, 26–36.
- 232) HÜTTERMANN, A. (1983 b):**
Immissionsschäden im Bereich der Wurzeln von Waldbäumen. Frühdiagnose, biochemische und physiologische Untersuchungen. – Mitt. d. LÖLF, So.-H., erw. Neuauflage: Immissionsbelastungen von Waldökosystemen, 10 a–14 a.
- 233) HÜTTERMANN, A. (1983 c):**
Auswirkungen »saurer Deposition« auf die Physiologie des Wurzelraumes von Waldökosystemen. – Allg. Forstz. 38, 663–664.
- 234) HÜTTERMANN, A. (1984):**
Untersuchungen des biochemischen Bodenzustandes sowie der Wurzel- und Blattphysiologie als Indikatoren für die Belastung von Waldökosystemen. – Statusseminar »Ursachenforschung Waldschäden« des BMFT, Göttingen.
- 235) HÜTTERMANN, A., ULRICH, B. (1984):**
Solid phase – solution – root interactions in soils subjected to acid deposition. – Phil. Trans. R. Soc. London B 305, 353–368.
- 236) ILLNER, K. (1977):**
Zur Bodenbildung in Niedermoortorfen. – Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 21 (12), 867–872.
- 237) INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE (INRA) (1972):**
VI. Colloquium Pedobiologiae, Dijon 14.–19. Sept. 1970: Organisme du sol et production primaire. – Suppl. Ann. d. Zool. – Ecologie animale, 588 S.
- 238) IRELANG, M. P., RICHARDS, K. S. (1977):**
The occurrence and localisation of heavy metals and glycogen in the earthworms *Lumbricus rubellus* and *Dendrobaena rubida* in a heavy metal site. – Histochemistry 51, 153–166.
- 239) JACOT, A. P. (1936):**
Soil structure and soil biology. – Ecology 17, 359–379.
- 240) JACOT, A. P. (1940):**
The fauna of the soil. – Quart. Rev. Biol. 15, 28–58.
- 241) JAGNOW, G. (1974):**
Eine Zusammenstellung neuer Buchpublikationen auf dem Gebiet der Bodenbiologie seit 1960. – Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 20, 17–26.
- 242) JAGNOW, G., GRAFF, O. (1974/75):**
Bodenbiologische Untersuchungsergebnisse zur Beurteilung des Einflusses der Strohverbrennung auf die Bodenmikroflora und auf die Bodenfruchtbarkeit. – Ber. ü. Landwirtschaft 52 (4), 678–681.
- 243) JAMES, H., COURT, M. N., MacLEOD, D. A., PARSONS, J. W. (1978):**
Relationships between growth of Sitka spruce (*Picea sitchensis*), soil factors and mycorrhizal activity on basaltic soils in Western Scotland. – Forestry (Oxf.) 51, 105–120.
- 244) JANSEN, M., DERINGER, W. (1978):**
Die Regenwürmer. – Heidelberg, Quelle & Meyer, 32 S.
- 245) JASTROW, J. D., KOEPPE, D. E. (1980):**
Uptake and effects of cadmium in higher plants. – In: Nriagu, J. O. (ed.): Cadmium in the environment, 607–637, Toronto, John Wiley.
- 246) JEGEN, G. (1920):**
Die Bedeutung der Enchytraeiden für die Humusbildung. – Landwirtsch. Jb. Schweiz 34, 55–71.
- 247) JOHNEN, B. G. (1977):**
Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Populationsdynamik von Bodenorganismen. – Mitt. Biol. Bundesanstalt, Berlin-Dahlem, H. 178, 53–65.
- 248) JOOSSE, E. N. G., VERHOEF, S. C. (1983):**
Lead tolerance in Collembola. – Pedobiologia 25, 11–18.
- 249) KAHSNITZ, H. G. (1922):**
Untersuchungen über den Einfluß der Regenwürmer auf Boden und Pflanze. – Bot. Archiv 1, 315–331.
- 250) KAISER, P., POCHOU, J. J., CASSINI, R. (1970):**
Influence of triazine herbicides on soil microorganisms. – Residue Rev. 32, 211–233.
- 251) KARG, W. (1961):**
Die Bedeutung der Mikroorganismen für die Entwicklung und für die Fruchtbarkeit des Bodens. – Mikrokosmos 50 (10), 289–294.
- 252) KARK, W. (1962):**
Über die Beziehungen von edaphischen Raubmilben zur Arthropoden- und Nematodenfauna des Bodens. – Tagungsberichte Nr. 45, Bericht über die 9. Wanderversammlung Deutscher Entomologen, Berlin, 311–327.
- 253) KARK, W. (1967):**
Synökologische Untersuchungen von Bodenmilben aus forstwirtschaftlich und landwirtschaftlich genutzten Böden. – Pedobiologia 7, 198–214.
- 254) KÁS, V. (1966):**
Mikroorganismen im Boden. – Neue Brehm-Bücherei Bd. 361, A. Ziemsen-Verl., Wittenberg/Lutherstadt, 208 S.
- 255) KASPRZAK, K. (1982):**
Review of enchytraeid (*Oligochaeta*, *Enchytraeidae*) community structure and function in agricultural ecosystems. – Pedobiologia 23 (3/4), 217–232.

- 256) KENK, G., UNFRIED, P., EVERS, F.H., HINDEBRANDT, E. E. (1984):**
Düngung zur Minderung neuartiger Waldschäden – Auswertung eines alten Düngungsversuchs zu Fichte im Buntsandstein-Odenwald. – Forstwiss. Cbl. 103, 307–320.
- 257) KEUP, E. (1913):**
Ernährung und Lebensweise der Regenwürmer in ihrer Bedeutung für die Landwirtschaft. – Mitt. Dtsch. Landwirtsch. Ges. 28, 538–542, 552–555, 566–570.
- 258) KEVAN, D.K. McE. (1962):**
Soil Animals. – H.F. & G. Witherby Ltd., London, 237 S.
- 259) KLAPP, E., WURMBACH, H. (Hrsg.) (1962):**
Die Beeinflussung der Bodenfauna durch Düngung. – Monographien zur angewandten Entomologie, Beih. Z. angew. Entom. Nr. 18 (Hamburg), 167 S.
- 260) KLOKE, A. (1963):**
Die Humusstoffe des Bodens als Wachstumsfaktoren. – Parey-Verl., Berlin u. Hamburg, 96 S.
- 261) KÖNIG, K. (1985):**
Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Fauna des Bodens. – Nachrichtenbl. Dtsch. Pflanzenschutzd. 37 (1), 8–12.
- 262) KÖNIG, K., PAWLIZKI, K.-H. (1981):**
Untersuchungen über Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensitäten auf Bestandteile der Bodenfauna. – Bayer. Landwirtsch. Jb. 58 (3), 285–290.
- 263) KÖNIG, W., KRÄMER, F. (1985):**
Schwermetallbelastung von Böden und Kulturpflanzen in Nordrhein-Westfalen. Schr.-R. d. LÖLF, Bd. 10, 160 S.
- 264) KÖSTLER, J.N., BRÜCKNER, E., BIBELRIEHTER, H. (1968):**
Die Wurzeln der Waldbäume. – Parey-Verl., Berlin u. Hamburg, 284 S.
- 265) KOFFMANN, M. (1934):**
Die Mikrofauna des Bodens, ihr Verhältnis zu anderen Mikroorganismen und ihre Rolle bei den mikrobiologischen Vorgängen im Boden. – Arch. Mikrobiol. 5, 246–362.
- 266) KOLBE, W. (1985):**
Auswirkungen eines Biozideinsatzes auf die Coleopterenfauna der Bodenstreu. – Jber. Naturwiss. Ver. i. Wuppertal, H. 38, 118–126.
- 267) KOLLMANNSPERGER, F. (1951/52):**
Über die Bedeutung der Regenwürmer für die Fruchtbarkeit des Bodens. – Decheniana 105/106, 165–187.
- 268) KONONOVA, M.M. (1961):**
Soil organic matter, its nature, its role in soil formation and in soil fertility. – Pergamon Press, New York, 450 pp.
- 269) KOZLOV, K. A. (1965):**
Über die Rolle der Bodenfauna bei der Anreicherung von Fermenten im Boden. – Pedobiologia 5 (1/2), 140–145.
- 270) KRÄMER, F., KÖNIG, W. (1982):**
Cadmiumgehalte in Böden und Pflanzen auf klärschlammgedüngten landwirtschaftlichen Nutzflächen. – Landw. Forsch., So.-H. 39, 434–447.
- 271) KRUCKELMANN, H. W. (1975):**
Der Boden als Ökosystem und dessen Beeinflussung durch den Menschen, dargestellt an der Wirkung auf einzelne Organismen. – Der Biologieunterricht (Bodenbiologie I) 11 (4), 65–78.
- 272) KRÜGER, W. (1952):**
Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Tierwelt der Felder. – Z. Acker-Pflanzenbau 95, 261–302.
- 273) KÜHLE, J. Chr. (1983):**
Die Bedeutung von Regenwürmern als Bioindikatoren – am Beispiel deutscher Weinbergböden. – Verhandl. d. Ges. f. Ökologie (Göttingen) Bd. 10, 115–126.
- 274) KÜHNELT, W. (1948):**
Der Anteil der Tierwelt am Stoffumsatz im Boden. – Die Bodenkultur 2 (1), 49–53 (Wien).
- 275) KÜHNELT, W. (1950):**
Bodenbiologie. Mit besonderer Berücksichtigung der Tierwelt. – Verlag Herold, Wien, 368 S.
- 276) KÜHNELT, W. (1953):**
Die Bedeutung der Bodenbiologie. – Universitas 8 (5), 497–503.
- 277) KÜHNELT, W. (1958 a):**
Zoogene Krümelbildung in ungestörten Böden. In: Deutsche Akademie d. Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin (Hrsg.): Probleme der Krümelstabilitätsmessung und der Krümelbildung. Wiss. Tagung Inst. Acker- u. Pflanzenbau Müncheberg, 10.–11. Okt. 1957. – Tagungsbericht Nr. 13.
- 278) KÜHNELT, W. (1958 b):**
Die Tierwelt der Landböden in ökologischer Betrachtung. – Zool. Anz., Suppl.-bd. 21 (Verh. Dtsch. Zool. Ges., Graz 1957), 39–103.
- 279) KÜHNELT, W. (1963 a):**
Bodenbiologie. – Wien, 274 S.
- 280) KÜHNELT, W. (1963 b):**
Funktionelle Beziehungen zwischen Bodentieren und Mikroorganismen. In: Doeksen, J., Drift, J. van der (eds.): Soil organisms, 333–341. – Amsterdam, North-Holland.
- 281) KÜSTER, E. (1975):**
Wird das Bodenleben durch moderne Anbaumaßnahmen zerstört? – Landw. Forsch., So.-H. 32/1, 18–26.
- 282) KÜSTER, E. (1981):**
Biologische Stabilisierung von Böden und Mülldeponien. – Ber. ü. Landwirtsch., So.-H. 197, 78–83.
- 283) KÜSTER, E. (1983):**
Die Mikroflora von Hochmooren – Einführung und Überblick. – Telma 13, 185–190.
- 284) KÜSTER, E., SAUTER, K. (1985):**
Über die Wirkung des Pflügens und FräSENS auf die Mikroflora des Bodens und deren Aktivitäten. – Ber. ü. Landwirtsch. 63 (2), 246–257.
- 285) KURČEVA, G. G. (1964):**
Wirbellose Tiere als Faktor der Zersetzung von Waldstreu. – Pedobiologia 4, 8–30.
- 286) LATTEP, P.M. (1977):**
Decomposition of moorland litter, in relation to Marasmius androsaceus and soil fauna. – Pedobiologia 17, 418–427.
- 287) LAURENCE, B. R. (1954):**
The larval inhabitants of cow pats. – Journ. Animal Ecology 23 (2), 234–260.

- 288) LAUSCH, E., NILSSON, L. (1982):**
Die zersetzende Gesellschaft. – *Geo* 7, 8–22.
- 289) LEBRUN, P. (1977):**
Incidences écologique des pesticides sur la faune du sol. – *Pedologie (Genf)* 27, 67–91.
- 290) LEBRUN, P. et al. (Ed.) (1982):**
New trends in soil biology. – *Proceedings of the VIII. Intern. Colloquium of Soil Zoology, Couvain la Neuve*.
- 291) LINDQUIST, B. (1941a):**
Experimentelle Untersuchungen über die Bedeutung einiger Landmollusken für die Zersetzung der Waldstreu. – *Kgl. Fysiografiska Sällskapets, Lund Förhandlingar* 11, 1–16.
- 292) LINDQUIST, B. (1941b):**
Untersuchungen über die Bedeutung einiger skandinavischer Regenwürmer für die Zersetzung der Laubstreu und für die Struktur des Mullbodens. – *Svenska Skogsvårdsföreningens Tidskrift*, 1941/3, 179–241 (Stockholm).
- 293) LISS, B., BLASCHKE, H., SCHÜTT, P. (1984):**
Vergleichende Feinwurzeluntersuchungen an gesunden und erkrankten Altfichten auf zwei Standorten in Bayern – ein Beitrag zur Waldsterbensforschung. – *Eur. J. For. Path.* 14, 90–102.
- 294) LOFS-HOLMIN, A. (1980):**
Measuring growth of earthworms as a method of testing sublethal toxicity of pesticides. – *Swedish J. Agric. Res.* 10, 25–33.
- 295) LOFS-HOLMIN, A. (1982):**
Measuring cocoon production of the earthworm *Allolobophora caliginosa* (Sav.) as a method of testing sublethal toxicity of pesticides. – *Swedish J. Agric. Res.* 12, 117–119.
- 296) LOHM, U., PERSSON, T. (Eds.) (1977):**
Soil organisms as components of ecosystems. – *Proceedings of the VI. Intern. Soil Zool. Colloquium, Uppsala 1976*. – *Ecol. Bull.* 25, Stockholm, 614 pp.
- 297) LOŽEK, V. (1962):**
Soil conditions and their influence on terrestrial Gastropoda in Central Europe. In: Murphy, P. W.: *Progress in Soil Zoology*, 334–342. – London (Butterworths).
- 298) LUNDEGÅRDH, H. (1931):**
Höhere Pflanzen in ihrer Einwirkung auf den Boden. In: Blank, E.: *Handbuch d. Bodenlehre*, Bd. 7, 336–381.
- 299) LUNDEGÅRDH, H. (1957):**
Klima und Boden in ihrer Wirkung auf das Pflanzenleben. – *G. Fischer Verlag, Jena*, 5. Aufl., 584 S.
- 300) LUNDT, H. (1964):**
Ökologische Untersuchungen über die tierische Besiedlung von Aas im Boden. – *Pedobiologia* 4 (3), 158–180.
- 301) LUTZ, J. L., TRAITTEUR-RONDE, G. (1965):**
Über Zusammenhänge im Artenbestand von Pflanzen, Bodenkleintieren und Mikroben des Hochmoores nebst ökologischen Ausblicken: Bodenzoologischer Teil. In: Tüxen, R. (Hrsg.): *Biosozologie*. – *Ber. Inter. Sympos. Stolzenau/Weser 1960*, 211–214.
- 302) MAAS, G., MALKOLMES, H.-P., PESTEMER, W. (1983):**
Einfluß von Herbiziden allein und von Pflanzenschutzmittel-Spritzfolgen in Zuckerrüben-Getreide-Fruchtfolgen auf bodenbiologische Aktivitäten. – *Gesunde Pflanzen* 35 (11), 329–330, 332–336.
- 303) MACFADYEN, A. (1961):**
Metabolism of soil invertebrates in relation to soil fertility. – *Ann. appl. Biol.* 49, 215–218.
- 304) MACFADYEN, A. (1963):**
The contribution of the microfauna to total soil metabolism. In: Doeksen, J., Drift, J. van der: *Soil Organisms, Amsterdam*, 3–17.
- 305) MacLAGAN, D. S. (1933):**
The ecological significance of soil reaction (pH value) in relation to terrestrial animals. – *Proc. R. Phys. Soc. Edinb.* 22, 107–122.
- 306) MAKESCHIN, F. (1980):**
Einfluß von Regenwürmern (Lumbricidae, Oligochaeta) auf den Boden sowie auf Ertrag und Inhaltsstoffe von Nutzpflanzen. – *Inaugural Dissertation, Univ. Gießen*, 121 S.
- 307) MALKOMES, H.-P. (1980):**
Über ökotoxikologische Effekte von Herbiziden und Pflanzenschutzsystemen auf Bodenmikroorganismen als Teil der Bodenbiozönose. – *Ber. ü. Landwirtschaft* 58 (2), 273–281.
- 308) MALKOMES, H.-P. (1981):**
Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf Bodenorganismen. – *Ber. ü. Landwirtschaft N.F., So.-H.* 197, 83–89.
- 309) MALKOMES, H.-P. (1985):**
Einflüsse von Pflanzenschutzmitteln auf Bodenmikroorganismen und ihre Leistungen. – *Ber. ü. Landwirtschaft N.F., So.-H.* 198, 134–147.
- 310) MARTIN, N. A. (1982):**
The interaction between organic matter in soil and the burrowing activity of three species of earthworms (Oligochaeta: Lumbricidae). – *Pedobiologia* 24, 185–190.
- 311) MARTINOVIĆ, J. L., MÜCKENHAUSEN, E., SCHRÖDER, D. (1983):**
Einflüsse mechanischer und pneumatischer Tieflockerung auf drei Bodentypen. 2. Mitt.: Wurzelwachstum und Erträge. – *Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung* 24, 324–331.
- 312) MARUMOTO, T., ANDERSON, J. P. E., DOMSCH, K. H. (1982):**
Decomposition of ¹⁴C- and ¹⁵N-labelled microbial cells in soil. – *Soil Biol. Biochem.* 14, 461–467.
- 313) MATZNER, E., ULRICH, B., ROST-SIEBERT, K., MURACH, D. (1984):**
Zur Beteiligung des Bodens am Waldsterben. – *Ber. Forschungsz. Waldökosysteme/Waldsterben* 2, 1–23.
- 314) MAYER, J. (1980):**
Mikroorganismen des Bodens und ihre Bedeutung. – *Naturwiss. i. Unterr. – Biologie* 28 (8), 270–275.
- 315) MAYER, R. (1981):**
Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushalts von Waldökosystemen. *Göttinger Bodenkdl. Ber.* 71, 1–292.

- 316) MAYER, R., HEINRICHS, H. (1981):**
Gehalt von Baumwurzeln an chemischen Elementen einschließlich Schwermetallen aus Luftverunreinigungen. - Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 144, 637-646.
- 317) MELIN, E. (1925):**
Untersuchungen über die Bedeutung der Baummykorrhiza. - Jena, 252 S.
- 318) MEYER, F.H. (1959):**
Untersuchungen über die Aktivität der Mikroorganismen in Mull, Moder und Rohhumus. Arch. Mikrobiol 33, 149-169.
- 319) MEYER, F.H. (1961):**
Die Entwicklung von Buchenjüngpflanzen in unterschiedlichem Bodenmilieu. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 74, 292-299.
- 320) MEYER, F.H. (1962):**
Die Buchen- und Fichtenmykorrhiza in verschiedenen Bodentypen, ihre Beeinflussung durch Mineraldünger sowie für die Mykorrhizabildung wichtige Faktoren. - Mitt. Bundesforsch.-Anst. Forst- u. Holzwirt. Reinbek, Nr. 54, 1-73.
- 321) MEYER, F.H. (1984):**
Mykologische Beobachtungen zum Baumsterben. - Allg. Forstz. 39, 212-228.
- 322) MEYER, F.H. (1985 a):**
Die Rolle des Wurzelsystems beim Waldsterben. - Forst- u. Holzwirt 40, 351-358.
- 323) MEYER, F.H. (1985 b):**
Einfluß des Stickstoff-Faktors auf den Mykorrhizabesatz von Fichtensämlingen im Humus einer Waldschadensfläche. - Allg. Forstzeitschr. 40 (9/10), 208-219.
- 324) MIKOLA, P. (1963):**
Beziehungen der Mykorrhizen zu forstlichen Humustypen. In: Rawald, W., Lyr, H. (Hrsg.): Mykorrhiza. - Internat. Mykorrhiza-Sympos. Weimar, 279-284, Jena.
- 325) MITCHERLICH, G. (1975):**
Wald, Wachstum und Umwelt. Bd. 3: Boden, Luft und Produktion. - Sauerländer Verl., Frankfurt, 352 S.
- 326) MIYAWAKI, A., AOKI, J., HARADA, H. (1977):**
Biozönotische Beziehungen zwischen den Pflanzengesellschaften und ihrer Bodenfauna, besonders Oribatiden-Gesellschaften. In: Tüxen, R.: Berichte Intern. Symposien, Rinteln, S. 87-104. - Vaduz.
- 327) MÜCKENHAUSEN, E. (1985):**
Die Bodenkunde und ihre geologischen, geomorphologischen, mineralogischen und petrologischen Grundlagen. - DLG-Verlag, Frankfurt/M., 3. erg. Aufl., 579 S.
- 328) MÜLLER, G. (1965):**
Bodenbiologie. - Fischer Verlag, Jena, 889 S.
- 329) MÜLLER, G., BEYER, R. (1965):**
Über Wechselbeziehungen zwischen mikroskopischen Bodenpilzen und fungiphagen Boden-tieren. - Zentralbl. f. Bakt., Paras., Infekt.krankh. u. Hygiene II. Abt. 119, 133-147.
- 330) MÜLLER, G., HEINICKE, U. (1962):**
Versuche über die toxische Wirkung von *Tagetes* auf einige Collembolenarten. - Zool. Jb., Syst. 90, 211-226.
- 331) MURACH, D. (1983):**
Die Reaktion von Fichtenfeinwurzeln auf zunehmende Bodenversauerung. - Allg. Forstzeitschr. 38, 683-686.
- 332) MURPHY, P. W. (ed.) (1962):**
Progress in Soil Zoology. - London, Butterworth.
- 333) NAGLITSCH, F. (1966):**
Über Veränderungen der Zusammensetzung der Mesofauna während der Rotte organischer Substanzen im Boden. - Pedobiologia 6 (2), 178-194.
- 334) NAGLITSCH, F., STEINBRENNER, R. (1963):**
Untersuchungen über die bodenbiologischen Verhältnisse in einem Fruchtfolgeversuch unter spezieller Berücksichtigung der Collembolen. - Pedobiologia 2, 252-264.
- 335) NIKLAS, J., KENNEL, W. (1981):**
The role of the earthworm *Lumbricus terrestris* (L.) in removing sources of phytopathogenic fungi on orchards. - Gartenbauwissenschaft 46 (3), 138-142.
- 336) NOSEK, J. (1982):**
Indikationsbedeutung der Proturen. Pedobiologia 24, 249-253.
- 337) OTTOW, J. C. G. (1983):**
Bedeutung des Bodenlebens für die Aufgaben und Belastbarkeit von Böden in der Umwelt. - Wasser u. Boden 35 (9), 416-418.
- 338) OTTOW, J. C. G. (1984):**
Auswirkungen von Schadstoffbelastungen (Pestiziden, Schwermetallen) auf Bodenleben und Bodenfruchtbarkeit. - Landschaft u. Stadt 16 (3), 163-172.
- 339) OTTOW, J. C. G. (1985 a):**
Die Bodenlebewesen erleiden durch Pestizide keine bleibenden Schäden. - Bild d. Wissenschaft 22 (3), 38-53.
- 340) OTTOW, J. C. G. (1985 b):**
Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf die Mikroflora von Böden. - Naturwiss. Rundschau 38 (5), 181-189.
- 341) OTTOW, J. C. G., KOTTAS, P. (1984):**
Einfluß anthropogener Fluorkontamination auf den Bodenmetabolismus. - Daten u. Dokumente z. Umweltschutz H. 36, 145-154.
- 342) PALISSA, A. (1964):**
Bodenzoologie in Wissenschaft, Naturhaushalt und Wirtschaft. - Wiss. Taschenbücher Nr. 17, Akademie-Verl., Berlin, 180 S.
- 343) PARKINSON, D., WAID, J. S. (1960):**
The Ecology of Soil Fungi. An international Symposium. - Liverpool, Univ. Press, 324 S.
- 344) PARR, J. F. (1974):**
Effects of pesticides on microorganisms in soil and water. In: Guenzi, W.D. (ed.): Pesticides in soil and water. - Soil Sci. Soc. Amer., 315-340.
- 345) PERSSON, T., LOHM, U. (1977):**
Ecological significance of the annelids and arthropods in a Swedish grassland soil. - Ecol. Bulletin 23, 1-211.
- 346) PETERS, D. (1985):**
Die Regenwurmfauna verschieden genutzter Böden im Raum Krefeld (Lumbricidae). - Decheniana 138, 118-134.

- 347) PETERSEN, H., LUXTON, M. (1982):**
A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. – *Oikos* 39, 287–388.
- 348) PHILLIPSON, J., ABEL, R., STEEL, J., WOODSELL, S. R. J. (1976):**
Earthworms and the factors governing their distribution in an English beechwood. – *Pedobiologia* 16, 258–285.
- 349) PISTOR, R. (1930):**
Beiträge zur Kenntnis der biologischen Tätigkeit von Pilzen in Waldböden. – *Zbl. f. Bakteriologie, Abt. II*, 80, 78 S.
- 350) PLUQUET, E. (1984):**
Die Bedeutung von Tongehalten und des pH-Wertes für die Schwermetallaufnahme einiger Kulturpflanzen aus kontaminierten Böden. – *Texte d. Umweltbundesamtes*, Nr. 40/83, 96 S.
- 351) PSCHORN-WALCHER, H. (1951):**
Rückwirkungen waldbaulicher Maßnahmen auf das Bodenleben. – *Allg. Forstzeitschr.* 6, 424 S.
- 352) REBER, H.-H., BORKOTT, H. (1982):**
Ökologische Wertigkeit, Regenerationsfähigkeit und Belastungsgrenzen der Biozönose des Ackerbodens. – *Landbauforsch. Völkenrode* 32 (1), 27–33.
- 353) REITER, H., ALCUBILLA, M., REHFUESS, K. E. (1983):**
Standortliche Studien zum Tannensterben: Ausbildung und Mineralstoffgehalte der Wurzeln von Weißtannen (*Abies alba* Mill.) in Abhängigkeit von Gesundheitszustand und Boden. – *Allg. Forstzeitschr.* 38, 82–92.
- 354) RHEE, J. A. van (1963):**
Earthworm activities and the breakdown of organic matter in agricultural soil. In: Dorksens, J., Drift, J. van der: *Soil Organisms*, 55–59. – North Holland Publ. Comp., Amsterdam.
- 355) RHEE, J. A. van (1971):**
The productivity of orchards in relation to earthworm activities. IV. *Coll. Pedobiologiae*. – *Ann. Zool. Ecol. Anim.* nr. hors série, 99–107.
- 356) RHEE, J. A. van (1977):**
Effects of soil pollution on earthworms. – *Pedobiologia* 17 (3), 201–208.
- 357) RICHARDS, B. N. (1965):**
Mykorrhiza-Entwicklung bei Kiefern-Sämlingen in Abhängigkeit von der Bodenreaktion und der Nitratversorgung. – *Plant and Soil* 22, 187–194.
- 358) RID, H. (1984):**
Das Buch vom Boden. – Ulmer, Stuttgart, 341 S.
- 359) RITTER, G., TÖLLE, H. (1978):**
Stickstoffdüngung in Kiefernbeständen und ihre Wirkung auf Mykorrhizabildung und Fruktifikation der Symbiosepilze. – *Beitr. Forstwirtschaft.*, 12, 162–166.
- 360) RODALE, R. (ed.) (1961):**
The challenge of earthworm research. – *The Soil a. Health Foundation*, Emmaus, Penna, 102 S.
- 361) RODE, G., FASSBENDER, H. W. (1983):**
Auswirkungen von Müllklärschlammkompost auf das Wachstum von Forstpflanzen und auf Elementgehalt von Boden und Pflanze. – *Forst- u. Holzwirt* 38 (13), 328, 330–336.
- 362) RÖSSNER, J. (1981):**
Einfluß von Regenwürmern auf phytoparasitäre Nematoden. – *Nematologica* 27 (3), 339–347.
- 363) RONDE, G. (1957):**
Studien zur Waldbodenkleinf fauna. – *Fw. Cbl.* 76, 65–128.
- 364) ROSS, D. J., CAIRNS, A. (1982):**
Effects of earthworms and ryegrass on respiratory and enzyme activities of soil. – *Soil Biol. Biochem.* 14, 583–587.
- 365) ROVIRA, A. D. (1965):**
Interactions between plant roots and soil microorganisms. – *Ann. Rev. Microbiol.* 19, 214–266.
- 366) RUNGE, M. (1984):**
Bedeutung und Wirkung von Aluminium als Standortfaktor. – *Düsseldorfer Geobot. Kolloqu.* (1984) H. 1, 3–10.
- 367) RUSCHMANN, G. (1952):**
Über Antibiosen und Symbiosen von Bodenorganismen und ihre Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit. Azotobacter-Symbiosen und Antibiosen. – *Z. Pflanzenernähr., Düngung, Bodenkde.* 58 (103) (2), 163–175.
- 368) RUSCHMANN, G. (1953):**
Regenwurm-Symbiosen und -Antibiosen. – *Z. f. Acker- u. Pflanzenbau* 96, 201–218.
- 369) RUSEK, J. (1975):**
Die bodenbildende Funktion von Collembolen und Acarina. – *Pedobiologia* 15, 299–308.
- 370) RUSSEL, E. J. (1950):**
The effect of earthworms on soil productiveness. – *J. Agricult. Sci.* 3, 246–257.
- 371) RUSSEL, E. J. (1958):**
Soil conditions and plant growth. Longmans, Green & Co., London, 635 S.
- 372) SACHSSE, J. (1960):**
Vergleichende Untersuchungen der Tierwelt bei verschiedenen Kompostierungsverfahren während des gesamten Rotteprozesses. – Verlag Welt u. Wissen, Bidingen-Gettenbach, 77 S.
- 373) SALISBURY, E. J. (1924):**
The influence of earthworms on soil reaction and the stratification of undisturbed soils. – *J. Linnean Soc. Botany* 46, 415.
- 374) SATCHELL, J. E. (1958):**
Earthworm Biology and Soil Fertility. – *Soils and Fertilizers* 21, 209–219.
- 375) SATCHELL, J. E. (1983):**
Earthworm Ecology, from Darwin to Vermiculture. – London.
- 376) SCHAAF, H., BOGUSLAWSKI, E. v. (1982):**
Schwermetallanreicherung in Boden und Pflanze bei langjähriger Anwendung von Klärschlamm. – *Landw. Forsch., So.-Heft* 39, 224–237.
- 377) SCHÄFER, K., CAMPINO, I. (1977):**
Zoologische Untersuchungen an Ökosystemen verschiedener Nutzungsintensitäten. – In: Tüxen, R.: *Berichte Intern. Symposien, Rinteln, Vaduz 1977*, Teil I: Regenwürmer und Enchyträen, S. 63–73; Teil II: Hornmilben und Springschwänze, S. 75–86.

- 378) SCHÄFER, M. (1982):**
Zur Funktion der saprophagen Bodentiere eines Kalkbuchenwaldes: ein langfristiges Untersuchungsprogramm im Göttinger Wald. – *Drosera* 1982, 75–84.
- 379) SCHAERFFENBERG, B. (1950):**
Untersuchungen über die Bedeutung der Enchytraeiden als Humusbilder und Nematodenfeinde. – *Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz* 57 (5/6), 183–191.
- 380) SCHALLER, F. (1950):**
Biologische Beobachtungen an humusbildenden Bodentieren, insbesondere an Collembolen. – *Zool. Jb. Syst.* 78 (5/6), 506–525.
- 381) SCHALLER, F. (1962):**
Die Unterwelt des Tierreichs. Kleine Biologie der Bodentiere. – *Verständliche Wissenschaft Bd. 78*, Springer Verlag, Berlin, 126 S.
- 382) SCHALLER, F. (1981):**
Quantitative oder qualitative Ökologie? – Beispiel: Die Collembolen im Wirkungsgefüge des Bodens. – *Mitt. a. d. Ergänzungsstudium Ökologische Umweltsicherung* 7/1981, 1–15.
- 383) SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1982):**
Lehrbuch der Bodenkunde. – 11. neu bearb. Aufl., F. Enke Verl., Stuttgart, 442 S.
- 384) SCHIPPERS, B., GAMS, W. (1979):**
Soilborne plant pathogens. – Academic Press, London.
- 385) SCHLEUTER, M. (1981):**
Die Collembolenfauna des Dauerdüngungsversuches Dikopshof. – *Decheniana* 134, 162–171.
- 386) SCHLICHTING, E. (1978):**
Funktion von Böden in der Ökosphäre. – *Daten u. Dokumente z. Umweltschutz* 22, 9–13.
- 387) SCHLICHTING, E. (1982):**
Bodenkontamination durch Schwermetalle – eine ökologische Zeitbombe. – *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 33, 43–48.
- 388) SCHMIDT, W. (1970):**
Untersuchungen über die Phosphorversorgung niedersächsischer Buchenwaldgesellschaften. – *Scripta Geobot.* 1, 120 S.
- 389) SCHOLZ, F. (1984):**
Bericht über Wirkungen säurebildender und anderer Luftverunreinigungen auf Wälder. – *Mitt. d. Bundesforschungsanst. f. Forst- u. Holzwirtschaft, Hamburg*, Nr. 143, 85 S.
- 390) SCHUSTER, G. (1983):**
In den Bergwerken des Lebens. – *Natur* 5/1983, 41–50.
- 391) SCHUSTER, R. (1954):**
Der Anteil der Oribatiden an den Zersetzungsvorgängen im Boden. – *Diss. Graz*.
- 392) SCHUSTER, R. (1956):**
Der Anteil der Oribatiden an den Zersetzungsvorgängen im Boden. – *Z. Morph. Ökol. Tiere* 45, 1–33.
- 393) SCHUURMANN, J. J. (1965):**
Influence of soil density on root development and growth of oats. – *Plant and Soil* 22, 352–374.
- 394) SCHWAAR, J. (1976):**
Feuchtbrachflächen, ihre Vegetationsabfolge und Bodenentwicklung. – *Verh. d. Gesellsch. f. Ökologie*, Göttingen 1976, 297–311.
- 395) SCHWEIZERISCHER BUND FÜR NATURSCHUTZ (SBN) (Hrsg.) (1985 a):**
Lebensraum Boden. – *Schweizer Naturschutz H.* 4/85, So.-Nr., Basel, 31 S.
- 396) SCHWEIZERISCHER BUND FÜR NATURSCHUTZ (SBN) (Hrsg.) (1985 b):**
Pilze. – *Schweizer Naturschutz* 6/85, So.-Nr., Basel, 23 S.
- 397) SCHWERDTLE, F. (1969):**
Untersuchungen zur Populationsdichte von Regenwürmern bei herkömmlicher Bodenbearbeitung und bei »Direktsaat«. – *Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz* 76, 635–641.
- 398) SEIBERT, K. (1981):**
Der Einfluß der Pflanzenwurzel auf den Abbau der Herbizide Atrazin und 2,4-D im Boden. – *Berichte d. Kernforschungsanlage Jülich*, 150 S.
- 399) SINGH, J. S., GUPTA, S. R. (1977):**
Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. – *Bot. Rev.* 43, 449–528.
- 400) SLANKIS, V. (1974):**
Soil factors influencing formation of mycorrhiza. – *Ann. rev. phytopathol.* 12, 437–457.
- 401) SLATER, G. S. (1954):**
Earthworms in relation to agriculture. – *US Department of Agric. Research, Service circular*.
- 402) SOBOTKA, A. (1970):**
Die Testung des Einflusses von Pestiziden auf die Mykorrhiza-Pilze in Waldböden. – *Zbl. Bakteriol. (2. Abt.)* 125, 723–730.
- 403) SOHLENIUS, B. (1980):**
Abundance, biomass and contribution to energy flow by soil nematodes in terrestrial ecosystems. – *Oikos* 34, 186–194.
- 404) SOMA, K., SAITÔ, T. (1979):**
Ecological studies of soil organisms with references to the decomposition of pine needles. 1. Soil macrofaunal and mycofloral surveys in costal pine plantations. – *Rev. Ecol. Biol. Sol* 16, 337–354.
- 405) SONN, S. W. (1960):**
Der Einfluß des Waldes auf die Böden. – *VEB G. Fischer-Verlag, Jena*, 166 S.
- 406) SPANNAGEL, G. (1954):**
Modellversuch mit Regenwürmern. Zur Frage der Bodenbildung und Bodenfruchtbarkeitssteigerung. – *Z. Pflanzenernähr., Düngung, Bodenkde.* 64 (109) 3, 217–222.
- 407) SPANNAGEL, G. (1960):**
Humusbildung unter dem Einfluß von Kalk in Verbindung mit der Entwicklung einer reichen Bodenfauna. – *7. Intern. Congr. Soil Sci., Mad., Wisc., Transact. II*, 695–701.
- 408) SPEIDEL, B. (1966):**
Änderung des Pflanzenbestandes von Dauerwiesen bei langjähriger Düngung. – *Bayer. Landw. Jb.* 43 (2), 214–222.
- 409) SPIESS, H. (1978):**
Konventionelle und biologisch-dynamische Verfahren zur Steigerung der Bodenfruchtbarkeit. – *Diss. Gießen*.
- 410) SPRINGETT, J. A. (1983):**
Effect of five species of earthworm on some soil properties. – *J. Appl. Ecology* 20 (3), 865–872.

- 411) STARKEY, R. L. (1958):**
Interrelations between microorganisms and plant roots. - *Bacteriol. Rev.* 22, 154-172.
- 412) STEINBRENNER, K. (1963):**
Mikrobiologische Veränderungen durch langjährige Düngungsmaßnahmen. - *Zbl. Bakteriol. (2. Abt.)* 116, 581-592.
- 413) STEPHAN, S. (1983):**
Der Boden in der Entwicklung der Ökosysteme. - *Verh. d. Gesellsch. f. Ökologie*, Mainz 1981, 229-236.
- 414) STOCKDILL, S. M. I. (1959):**
Earthworms Improve Pasture Growth. *N.Z.J. Agric. (Wellington)*, 227-233.
- 415) STÖCKLI, A. (1928):**
Studien über den Einfluß des Regenwurms auf die Beschaffenheit des Bodens. - *Landw. Jb. Schweiz* 42, 1-119.
- 416) STÖCKLI, A. (1946):**
Die biologische Komponente der Vererdung der Gare und der Nährstoffpufferung. - *Schweiz. Landwirtsch. Monatsh.* 24, 3-19.
- 417) STÖCKLI, A. (1949):**
Der Einfluß der Mikroflora und -fauna auf die Beschaffenheit des Bodens. - *Z. Pflanzenernähr., Düngung, Bodenkde.* 45, 41-53.
- 418) STÖCKLI, A. (1950):**
Die Ernährung der Pflanze in ihrer Abhängigkeit von der Kleinlebewelt des Bodens. - *Z. Pflanzenernähr., Düngung, Bodenkde.* 48, 264-279.
- 419) STÖCKLI, A. (1958):**
Die Bedeutung der Bodenorganismen. *Mitt. Schweizer. Landwirtsch.* 6 (9), 129-140.
- 420) STOKLASA, J. (1929):**
Die biochemischen Vorgänge bei der Humusbildung durch die Mikroorganismen im Boden. *Beitr. Biol. Pfl.* 17, 272-296.
- 421) STRENZKE, K. (1949):**
Die biozönotischen Grundlagen der Bodenzöologie. - *Z. Pflanzenernähr., Düngung, Bodenkde.* 45, 245-262.
- 422) STRENZKE, K. (1952):**
Untersuchungen über die Tiergemeinschaften des Bodens: Die Oribatiden und ihre Synusien in den Böden Norddeutschlands. - *Zoologica* 37, 1-172.
- 423) STRIGANOVA, B. (1967):**
Über die Zersetzung von überwinterter Laubstreu durch Tausendfüßler und Landasseln. - *Pedobiologia* 7 (2/3), 125-134.
- 424) STRIGANOVA, B. (1980):**
Zersetzung des organischen Materials im Boden. - *Pedobiologia* 23, 98-99.
- 425) SÜCHTING, H. (1930):**
Über Bodenbiologie. - *Mitt. Forstwirtsch. Forstwiss.* 1 (4), 587-595.
- 426) SWIFT, M. J., HEAL, O. W., ANDERSON, J. M. (1979):**
Decomposition in terrestrial ecosystems. *Studies in Ecology*, Vol. 5. - Blackwell Sci. Publ., Oxford, 372 pp.
- 427) TEICHERT, M. (1959):**
Die bodenbiologische Bedeutung der coprophagen Lamellicornier. - *Wiss. Z. Univ. Halle, Math.-Nat.* 8 (6), 879-882.
- 428) THALMANN, A. (1967):**
Über die mikrobielle Aktivität und ihre Beziehung zu Fruchtbarkeitsmerkmalen einiger Böden unter besonderer Berücksichtigung der Dehydrogenasenaktivität. - *Diss. Gießen*.
- 429) THIELE, H. U. (1959):**
Experimentelle Untersuchungen über die Abhängigkeit bodenbewohnender Tierarten vom Kalkgehalt des Standortes (mit besonderer Berücksichtigung der Diplopoden). - *Z. angew. Entom.* 44, 1-21.
- 430) THIELE, H. U. (1964):**
Bodentiere und Bodenfruchtbarkeit. - *Naturwiss. Rundschau* 17 (6), 224-230.
- 431) THOMPSEN, J. R. (1980):**
Autobahn-Auftausalze und ihre Wirkung auf Böden und Pflanzen in England. - *Verhand. d. Ges. f. Ökologie* 8, 129-135.
- 432) TISCHLER, W. (1953):**
Bodenbearbeitung und Bodenleben. Pfluggeräte im Blickpunkt des Biologen. - *Die Umschau* 53 (20), 620-622.
- 433) TISCHLER, W. (1965):**
Agrarökologie. - Jena (G. Fischer), 499 S.
- 434) TÖRNE, E. v. (1963):**
Collembolen als Indikatoren von Rotteprozessen. In: Doeksen, J., Drift, J. van der (eds.): *Soil organisms*, 322-327. Amsterdam (North Holland Publ. Comp.).
- 435) TÖRNE, E. v. (1967):**
Beispiele für indirekte Einflüsse von Bodentieren auf die Rotte von Zellulose. - *Pedobiologia* 7, 220-227.
- 436) TOPP, W. (1981):**
Biologie der Bodenorganismen. - Heidelberg (Quelle & Meyer) UTB, 224 S.
- 437) TORSTENSSON, N. T. L. (1979):**
Effect of pesticides on soil organisms 2. Microorganisms. - *Naturvardsverket, rapport snv pm 1208*, 152 S.
- 438) TROFYMOW, J. A., COLEMAN, D. C. (1982):**
The role of bacterivorous and fungivorous nematodes in cellulose and chitin decomposition in the context of a root rhizosphere soil conceptual model. In: Freckman, D. W. (ed.): *Nematodes in soil ecosystems*. - Univ. of Texas Press, Austin, 117-138.
- 439) TROLLENIER, G. (1971):**
Bodenbiologie. Die Bodenorganismen im Haushalt der Natur. - Stuttgart (Franck'sche Verlagsbuchhandl.), 152 S.
- 440) TU, C. M., MILES, J. R. W. (1976):**
Interactions between insecticides and soil microbes. - *Residue Rev.* 64, 17-65.
- 441) TÜXEN, R. (Hrsg.) (1975):**
Vegetation und Substrat. *Berichte d. Intern. Symp. f. Vegetationskde.*, Rinteln 1969. - Vaduz, 550 S.
- 442) TYLER, G. (1981):**
Heavy metals in soil biology and biochemistry. In: Paul, E. A., Ladd, J. N. (eds.): *Soil biochemistry*, Vol. 5. - New York, Basel (M. Dekker), 371-414.
- 443) ULRICH, B. (1961):**
Boden und Pflanzen, ihre Wechselbeziehungen in physikalischen chemischen Betrachtungen. Enke-Verlag, Stuttgart.

- 444) ULRICH, B. (1983):**
Gefahren für das Waldökosystem durch Saure Niederschläge. - Mitt. d. LÖLF, So.-Heft, 9-25.
- 445) ULRICH, B., MAYER, R., KHANNA, P. K. (1979):**
Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schr. forstwiss. Fak. Univ. Göttingen, Nieders. forstl. Versuchsanstalt 58, 1-291.
- 446) ULRICH, B., PIROUZPANAH, D., MURACH, D. (1984):**
Beziehungen zwischen Bodenversauerung und Wurzelentwicklung von Fichten mit unterschiedlich starken Schadsymptomen. - Forstarchiv 55 (4), 127-134.
- 447) ULSHÖFER, W. (1980):**
Vergleichend faunistisch-ökologische Untersuchung der Regenwürmer in Rebflächen mit unterschiedlicher Bewirtschaftung. - Unveröff. Staatsexamensarbeit, Univ. Freiburg i. Br.
- 448) UNGER, H. (1963):**
Bericht über das Intern. Symposium »Relationships between soil microorganisms and plant roots« in Prag. - Pedobiologia 3 (4), 313-315.
- 449) USHER, M. B., DAVIS, P. R., HARRIS, J. R. W., LONGSTAFF, B. C. (1979):**
A profusion of species? Approaches towards understanding the dynamics of the population of the micro-arthropods in decomposer communities. - Symp. Brit. Ecol. Soc. 20, 359-384.
- 450) VETTER, H., LICHTENSTEIN, H. (1968):**
Die biologische Auflösung von Unterbodenverdichtungen. - Landw. Forsch., So.-Heft 22, 85-88.
- 451) VINTHER, F. P., MEMON, H. G., JENSEN, V. (1982):**
Populations of denitrifying bacteria in agricultural soils under continuous barley cultivation. - Pedobiologia 24, 319-328.
- 452) VOLZ, P. (1949):**
Nematodensukzessionen bei der Fallstreuzersetzung im Walde. - Zool. Anz., Suppl. bd. 13, 389-401.
- 453) VOLZ, P. (1954):**
Über die Rolle der Tierwelt in Waldböden, besonders beim Abbau der Fallstreu. - Z. f. Pflanzenern., Düngung, Bodenkde. 64 (109), 230-237.
- 454) VOLZ, P. (1957):**
Über Bodentyp und Bodentierwelt in der südlichen Vorderpfalz. - Pfälzer Heimat 4, 1-6.
- 455) VOLZ, P. (1962):**
Beiträge zu einer pedozoologischen Standortslehre. - Pedobiologia 1, 242-290.
- 456) VOLZ, P. (1976):**
Die Regenwurm-Populationen im Naturschutzgebiet »Hördter Rheinaue« und ihre Abhängigkeit vom Feuchtigkeitsregime des Standorts. - Mitt. Pollichia 64, 110-120.
- 457) VOLZ, P. (1981):**
Beziehungen zwischen Bodentyp und Bodenfauna anhand von Beispielen aus der südlichen Vorderpfalz. In: Geiger, M. u. a. (Hrsg.): Pfälzische Landeskunde, Bd. 2 (1), 81-99. - Landau, Selbstverlag Pfälz. Landeskde.
- 458) VUKOREP, I. (1969):**
Beziehungen zwischen chemischen Bodeneigenschaften und dem Zuwachs von Schwarzpappeln. - Diss. Univ. Göttingen.
- 459) WAINWRIGHT, M. (1977):**
Effects of fungicides on the microbiology and biochemistry of soils - a review. - Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 140, 587-603.
- 460) WAKSMAN, S. A. (1930):**
Der gegenwärtige Stand der Bodenmikrobiologie und ihre Anwendung auf Bodenfruchtbarkeit und Pflanzenwachstum. - Fortschr. Naturwiss. Forsch. N.F. (H. 10), 1-116.
- 461) WAKSMAN, S. A. (1938):**
The living soil. - Soil Conserv. 3, 173-177.
- 462) WAKSMAN, S. A. (1952):**
Soil Microbiology. - John Wiley, New York, 356 S.
- 463) WAKSMAN, S. A., TENNEY, F. G., STEVENS, K. R. (1928):**
The rôle of microorganisms in the transformation of organic matter in forest soils. - Ecology 9, 126-144.
- 464) WALLWORK, J. A. (1970):**
Ecology of soil animals. - McGraw Hill, London.
- 465) WASILEWSKA, K., BIENKOWSKI, P. (1985):**
Experimental study on the occurrence and activity of soil nematodes in decomposition of plant material. - Pedobiologia 28 (2), 41-57.
- 466) WEIGER, H. (1979):**
Recycling der Natur. - Natur und Umwelt 59 (3), 6-8.
- 467) WEIGER, H. (1980):**
Der Regenwurm - Baumeister fruchtbarer Böden. - Natur und Umwelt 60 (1), 11.
- 468) WEIGER, H. (1984):**
Der Boden - unersetzbarer Lebensraum. - Natur u. Land H. 2/3, 74-86.
- 469) WEISCHER, B., MÜLLER, J. (1985):**
Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nematoden und ihre Antagonisten. - Berichte ü. Landwirtschaft So.-H. 198, 159-176.
- 470) WELLER, F. (1965):**
Die Ausbreitung von Pflanzenwurzeln im Boden in Abhängigkeit von genetischen und ökologischen Faktoren. - Arb. Landw. Hochschule Hohenheim 32, 123 S.
- 471) WIELER, A. (1932):**
Ein Beitrag zum Verständnis des Wesens der aktuellen Bodenazidität und ihres Einflusses auf das Wurzelwachstum. - Jb. f. wiss. Bot. 76, 333-406.
- 472) WILCKE, D. E. (1962):**
Untersuchungen über die Einwirkung von Stallmist und Mineräldüngung auf den Besatz und die Leistungen der Regenwürmer im Ackerboden. In: Klapp-Wurmbach: Die Beeinflussung der Bodenfauna durch Düngung. - Monogr. Z. angew. Entomol. 18, 121-167.
- 473) WILCKE, D. E. (1963):**
Untersuchungen über den Einfluß von Bodenverdichtungen auf das tierische Edaphon landwirtschaftlich genutzter Flächen. - Z. Acker-Pfl.bau 118, (1), 1-44.

- 474) WILDE, S. A. (1954):**
Mykorrhizal Fungi: Their distribution and effect on tree growth. - *Soil Sci.* 78, 23-32.
- 475) WILDE, S. A. (1962):**
Forstliche Bodenkunde. - P. Parey, Hamburg u. Berlin, 239 S.
- 476) WILLIAMSON, P., EVANS, P. R. (1973):**
A preliminary study of the effects of high levels of inorganic lead on soil fauna. - *Pedobiologia* 13, 16-21.
- 477) WILKE, B.-M. (1982):**
Humus - Grundlage der Bodenfruchtbarkeit. In: ANL (Hrsg.): Bodennutzung u. Naturschutz. Laufener Seminarbeiträge 3/82, 18-28.
- 478) WINGERT, E. (1983):**
Stirbt nach dem Wald nun auch der Boden? - *Natur* 3/83, S. 39-46.
- 479) WINTER, G. (1952):**
Humus und Pflanze. Die Wechselwirkungen von Pflanze und Boden im Lichte neuester Forschung. - *Orion* 7 (10), 1-5.
- 480) WINTER, R. (Hrsg.) (1985):**
Rettet den Boden. (Wie die neue Umweltkatastrophe noch zu verhindern ist). - Verlag Gruner + Jahr, Hamburg.
- 481) WINTERHOFF, W., KRIEGLSTEINER, G. J. (1984):**
Gefährdete Pilze in Baden-Württemberg. - Veröff. Naturschutz Landespflege Bad.-Württ., Beih. 40, 1-120.
- 482) WITT, R. (1985):**
Ein reger Wurm. Warum der Regenwurm wieder zu Ehren kommt. (Natur Report). - *Natur* 5/85, 58-67.
- 483) WITTICH, W. (1933):**
Untersuchungen in Nordwestdeutschland über den Einfluß der Holzart auf den Bodenzustand. - *Mitt. Forstwirtsch. Forstwissensch. (Hannover)*.
- 484) WITTICH, W. (1936):**
Der Einfluß der Lärche auf den biologischen Zustand des Bodens. Untersuchungen in Mitteldeutschland. - *Z. Forst- u. Jagdwiss.* 68, 401-422.
- 485) WITTICH, W. (1939, 1943 u. 1944):**
Untersuchungen über den Verlauf der Streuzersetzung auf einem Boden mit Muzzustand. I: *Forstarchiv* 15, 96-111; II: *Forstarchiv* 19, 1-18. III: *Forstarchiv* 20, 78-80, 110-114.
- 486) WITTICH, W. (1953):**
Untersuchungen über den Verlauf der Streuzersetzung auf einem Boden mit starker Regenwurmtätigkeit. - *Schr.-R. Forstl. Fak. Göttingen* 9, 3-33.
- 487) WITTICH, W. (1961):**
Der Einfluß der Baumarten auf den Bodenzustand. - *Allg. Forstz.* 16 (2), 41-45.
- 488) WITTICH, W. (1963):**
Bedeutung einer leistungsfähigen Regenwurmfauuna unter Nadelwald für Streuzersetzung, Humusbildung und allgemeine Bodendynamik. - *Schr.-R. Forst. Fak. Göttingen* 30, 5-59.
- 489) WOLCOTT, A. R., FANG, H. L., KIRKWOOD, J. I. (1967):**
Der Einfluß von Begasung, Temperatur und Nitratgehalt auf Mikroorganismenzahlen, CO₂-Bildung und N-Umwandlung in einem organischen Boden. - *Soil Sci.* 103, 131-138.
- 490) WOLFF, P. F. C. (1982):**
Der gesunde Gartenboden - Bodenleben, Düngung, Bodenpflege. - München BLV, 126 S.
- 491) WOLLNY, E. (1890):**
Untersuchungen über die Beeinflussung der Fruchtbarkeit der Ackerkrume durch die Tätigkeit der Würmer. - *Forschungen Agriculturphysik* 8 (Heidelberg).
- 492) WOODS, L. E., COLE, C. V., ELLIOTT, E. T., ANDERSON, R. V. & COLEMAN, D. C. (1982):**
Nitrogen transformations in soil as affected by bacterial-microfaunal interactions. - *Soil Biol. Biochem.* 14, 93-98.
- 493) YEATES, G. W. (1979):**
Soil nematodes in terrestrial ecosystems. - *J. Nematol.* 11, 213-229.
- 494) YEATES, G. W. (1981 a):**
Soil nematode populations depressed in the presence of earthworms. - *Pedobiologia* 22, 191-195.
- 495) YEATES, G. W. (1981 b):**
Nematode populations in relation to soil environmental factors: a review. - *Pedobiologia* 22, 312-338.
- 496) YEATES, G. W., COLEMAN, D. C. (1982):**
Role of nematodes in decomposition. In: Freckman, D. W. (ed.), *Nematodes in soil ecosystems*. - Univ. of Texas, Austin, 55-80.
- 497) ZACHARIAE, G. (1963):**
Was leisten Collembolen für den Waldhumus? In: Doeksen, J., Drift, J. van der (eds.), *Soil organism*, 109-124. - Amsterdam, North Holland Publ. Comp.
- 498) ZACHARIAE, G. (1964 a):**
Spuren tierischer Tätigkeit im Boden des Buchenwaldes. - *Forstwiss. Forsch., Beih. z. Forstwiss. Centralbl.*, H. 20, 68 S.
- 499) ZACHARIAE, G. (1964 b):**
Welche Bedeutung haben Enchytraeen im Waldboden? In: Jongerius, A. (ed.): *Soil Micromorphology*. - Elsevier Publ. Comp., Amsterdam, 57-67.
- 500) ZICSI, A. (1958):**
Einfluß der Trockenheit und der Bodenbearbeitung auf das Leben der Regenwürmer in Ackerböden. - *Acta Agronomica Acad. Sci. Hung.* 8 (1/2), 67-75.
- 501) ZICSI, A. (1975):**
Zoologische Einflüsse auf die Streuzersetzung in Hainbuchen-Eichenwäldern Ungarns. - *Pedobiologia* 15, 432-438.
- 502) ZINKERNAGEL, C., GISI, U. (1985):**
Einfluß der Brachlegung von Magerwiesen auf Dichte und Zusammensetzung der Bodenmikroorganismen-Populationen. - *Pedobiologia* 28, 333-341.
- 503) ZÖTTL, H. (1965):**
Anhäufung und Umsetzung von Stickstoff im Waldboden. - *Ber. Dtsch. Bot. Ges.* 78, 167-180.
- 504) ZÖTTL, H. (1985):**
Waldschäden und Nährelement-Versorgung. - *Düsseldorfer Geobot. Kolloquium*, H. 2, 31-41.
- 505) ZÖTTL, H., MIES, E. (1983):**
Nährelementversorgung und Schadstoffbelastung von Fichtenökosystemen im Südschwarzwald unter Immissionseinfluß. - *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Gesell.* 38, 429-434.

