

BULLETIN

3

A. DESAULES, Bern: Zur Methodik der Bodenkartierung im mittleren Massstabsbereich am Beispiel der Region Bantiger (BE)	3
D. GINDRAT, Nyon: Effets d'amendements organiques et microbiologiques sur des champignons phytopathogènes dans le sol	17
M. DETHIER, P. GALLAND, C. LIENHARD, W. MATHEY, N. ROHRER et T. SCHIESS: Note préliminaire sur l'étude de la pédofaune dans une pelouse alpine au Parc national suisse	27
H. FLUEHLER, P. BLASER und JANINA POLOMSKI, Birmensdorf: Mechanismen des Stofftransportes im Bodenwasser. Versuch einer Systematik	38
JANINA POLOMSKI, H. FLUEHLER und P. BLASER: Verändert Fluor den Boden?	51
M. MEYER, Zürich: Der Stickstoffumsatz bei der Kompostierung von Stallmist	63
O.J. FURRER, Liebefeld-Bern: Die Wirkung von Klärschlamm und Müllkompost auf Pflanzen, Boden und Sickerwasser in einem Lysimeterversuch	73
Bericht der Arbeitsgruppen	83
Tätigkeitsbericht BGS 1978/79	96



BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ
SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE

BULLETIN 3
1979

Referate der Jahrestagung vom
9. März 1979 in Nyon

Schriftleitung: H. Sticher, Zürich

Juris Druck, Zürich

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ
SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE

Adresse: Eidg. Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau,
8046 Zürich-Reckenholz

Vorstand/Comité 1979 - 1981

Präsident	/	Président:	M. Pochon, Lausanne
Vize-Präsident	/	Vice-Président:	H. Flühler, Birmensdorf
Sekretär	/	Secrétaire:	L.-F. Bonnard, Zürich-Reckenholz
Kassier	/	Caissier:	A. Kaufmann, Zollikofen
Beisitzer	/	Assesseur:	H. Sticher, Zürich

Vorsitzende der Arbeitsgruppe/Présidents des groupes de travail:

Klassifikation und Nomenklatur:	E. Frei, Zürich-Reckenholz
Körnung:	Ph. Rod, Nyon
Lysimeter:	P. Germann, Zürich
Organische Substanz:	J.-A. Neyroud, Nyon
Bodenzoologie	W. Matthey, Neuchâtel

ZUR METHODIK DER BODENKARTIERUNG IM MITTLEREN MASSSTABSBEREICH
AM BEISPIEL DER REGION BANTIGER (BE)

André Desaules, Geographisches Institut der Universität Bern

Résumé

L'établissement de cartes pédologiques détaillées à grande échelle est lié principalement à de nombreux levers dans le terrain, basés sur l'individualisation morphologique des sols. Ces levers sont représentés par le niveau de classification concret des formes de sols (Bodenformen) ou des formes locales. Les cartes schématiques à petite échelle reposent, elles, avant tout sur des bases génétiques théoriques. Il en résulte par conséquent des unités de classification plus abstraites: les types de sols (Bodentypen) ou sous-types.

Dans la cartographie à moyenne échelle (env. 1/20'000 - 1/75'000) on peut envisager deux démarches. La première, inductive et peu économique, se fait par généralisation de cartes détaillées. La seconde, déductive, s'accomplit par affinement de cartes schématiques, cela dans les limites dues au caractère fondamentalement empirique de la pédologie.

L'interprétation de photographies aériennes dans une perspective pédologique, permet une cartographie plus rationnelle des sols en établissant des corrélations entre des surfaces élémentaires et complexes du paysage et les caractères pédologiques relevés dans des profils dispersés dans la région. Les problèmes majeurs qui surgissent alors touchent à la représentation spatiale des valeurs relatives au sol et à la délimitation des différentes unités du paysage correspondant le mieux aux subdivisions de la pédosphère. Seule une vue d'ensemble des données permet de maîtriser les multiples possibilités de corrélation.

Dans cette intention la méthode suivante a donné satisfaction: Les stations pédologiques, dispersées dans la région sont rabattues, par projection horizontale, sur un axe commun appelé 'profil pédogéographique d'ensemble' (Bodengeographisches Sammelprofil).

La 'catena-type complexe' (Komplexe Typcatena) constitue l'outil méthodique essentiel, elle groupe les stations en fonction de leurs relations écologiques dans une section idéalisée du paysage. Par reprojection dans la nature ou sur une carte topographique des données groupées, on obtient enfin une représentation spatiale de celles-ci.

De cette façon, 62 formes de sols groupés en 18 unités physiographiques ont été identifiées dans la région du Bantiger. Une matrice permet de combiner les données pédologiques afin d'élaborer d'autres cartes permettant des interprétations particulières.

La 'catena-type complexe' est utile non seulement à la cartographie des sols à moyenne échelle mais encore à une certaine généralisation et à la comparaison pédogéographique.

1. Einleitung und Problemstellung

Den nachstehenden Ausführungen liegt ein Auszug meiner Diplomarbeit (DESAULES 1978) zugrunde. Als Einleitung sollen die im Titel enthaltenden Randbedingungen kurz erläutert werden:

Der vorliegende Untersuchungsgegenstand ist die Pedosphäre der Region Bantiger.

Die Pedosphäre ist ein Teilsystem der Geosphäre, in welchem sich Lithosphäre, Atmosphäre, Hydrosphäre und Biosphäre gegenseitig durchdringen und dessen Struktur sich unter verschiedener Einwirkung der genannten Geofaktoren als raum-zeitliches Kontinuum ändert (HAASE 1969: 389-390).

Region Bantiger heisst das willkürlich gewählte Arbeitsgebiet. Es liegt zwischen Bern und Burgdorf am Uebergang vom höheren zum tieferen Schweizerischen Mittelland. Das Worblental, das Lindental und die Talung von Lutzeren bilden die Schenkel des dreieckförmigen etwa 16 km² grossen Gebietes. Die höchste Erhebung, der Bantiger (947 m.ü.M.) liegt ungefähr im Zentrum des umschriebenen Dreiecks, rund 400 m über dem tiefsten, im Worblental gelegenen Punkt (vgl. LK 1/25'000 Blatt 1167 Worb).

Grundlage zur Beschreibung der Pedosphäre sind Bodenklassifikationssysteme. Anwendung fand die im schweizerischen Bodenkartierungsdienst der Eidg. Forschungsanstalt für landw. Pflanzenbau, Zürich-Reckenholz (FAP) gebräuchliche Bodenklassifikation (FREI 1976).

Das Klassifikationssystem beruht sowohl auf genetischen Faktoren und/oder Prozessen als auch auf morphologischen Merkmalen. Erstere gehen von einem theoretischen bzw. abstrakten Kenntnisstand aus, der versucht die Pedosphäre deduktiv in isogene Kategorien zu gliedern. Die morphologischen Merkmale dagegen können konkret an den einzelnen Bodenprofilen im Felde beobachtet und induktiv zu isomorphen Kategorien zusammengefasst werden (SCHROEDER/LAMP 1976: 618-619).

Die verwendete Bodenklassifikation ist hierarchisch aufgebaut. Die Bodentypen stehen auf einer hohen und deshalb abstrakten Klassifikationsstufe, die sich vorwiegend nach genetischen Kriterien richtet. An der Basis liegen die Bodenformen oder Lokalformen, die in der Natur konkret feststellbare morphologische Einheiten bezeichnen.

Bodenklassifikation und Kartenmassstab stehen in einem gewissen Zusammenhang (FREI/PEYER 1973: 231). Die Kartierungseinheiten grossmassstäblicher Detailkarten (ca 1/1'000 bis 1/10'000) liegen im Bereich der Bodenformen oder Lokalformen, die in aufwendiger Feldarbeit aufgrund morphologischer Merkmale lückenlos kontrolliert werden. Die Einheiten kleinmassstäblicher Uebersichtskarten (kleiner als 1/100'000) stehen auf der Klassifikationsstufe der Bodentypen oder Untertypen und ihren Vergesellschaftungsformen, sie werden vorwiegend nach genetischen, stark theoretisch beeinflussten Gesichtspunkten im Büro abgegrenzt. Der Zusammenhang zwischen Bodenklassifikation und Kartenmassstab wird von der Landschaftsnatur mitbestimmt, deshalb sind nur ungefähre Massstabsangaben möglich.

Die Problemstellung geht von der Zwischenstellung der Bodenkartierung im mittleren Massstabbereich (ca. 1/20'000 bis 1/75'000) innerhalb der bereits aufgetretenen antagonistischen Begriffspaare induktiv/deduktiv und konkret/abstrakt aus.

Für die mittelmassstäbliche Kartiermethodik bieten sich zwei indirekte Lösungswege an, einerseits die ökonomisch aufwendige Generalisierung von Detailkarten und andererseits die deduktive Verfeinerung von Uebersichtskarten, der aber wegen ihrer abstrakten theoretischen Ausgangslage von den konkreten empirischen Grundbedingungen der Pedologie her Grenzen gesetzt sind.

Es besteht daher ein Bedürfnis nach einer direkten und rationalen Kartiermethodik, die möglichst konkrete Kartierungseinheiten liefert. Die dabei auftretende Hauptschwierigkeit beruht darin, trotz unvollständiger Feldkontrolle, einer minimalen Anzahl von punktwise verstreuten Bodenprofilen eine optimale, kontrollierte flächendeckende Aussage zu verleihen. Es handelt sich also um ein Optimierungsproblem.

2. Der methodische Ablauf

Das Kartierverfahren geht von der Datenerhebung aus und führt über zusammenfassende und ordnende Zwischenschritte zum Entwurf und der Interpretation einer flächendeckenden Bodenkarte.

2.1 Die Datenerhebung

Aufgrund der bereits angegebenen Definition der Pedosphäre sind

zwei Arten von Daten zu unterscheiden, pedologische und umweltbezogene. Darauf beruht auch der methodische Ansatz, die punktweise gewonnenen Bodendaten mit Hilfe korrelierender, flächenhaft dargestellter Geofaktoren zu extrapolieren. Die dadurch aufgeworfenen Fragen betreffen den komplexen Charakter der Geofaktoren, ihre flächenhafte Erfassung und Darstellbarkeit und schliesslich ihre bodenkundliche Korrelationsstärke.

Die pedologische Luftbildinterpretation (BURINGH 1960, GOOSEN 1967, VINK 1968 u.a.) mit dem erklärten Ziel, die Bodenkartierung rationeller und präziser zu gestalten, ist ihrem Wesen nach stark deduktiv ausgerichtet, sie zergliedert die Landschaft nach verschiedenen theoretischen Vorstellungen in Landschaftselemente, -komplexe oder Physiographische Einheiten. Die so ausgeschiedenen Landschaftseinheiten müssen daher an konkreten Bodendaten induktiv überprüft und gegebenenfalls angepasst werden. Grundlage dazu ist die pedologische Standortanalyse, welche die Bodenprofile mit Umweltdaten bzw. Bodenbildungsfaktoren in Beziehung setzt.

Die Wahl der Bodenprofilstandorte kann zufällig oder gezielt erfolgen, wobei der zweite Weg rationeller aber theoretisch anspruchsvoller ist (SCHROEDER/LAMP 1976: 623-624). Streng konsequente, sinnvolle Zielverfahren sind jedoch wegen des vielfältigen Landschaftscharakters schwer realisierbar.

Aus Gründen der dargelegten Verhältnisse, theoretischer Unsicherheit und mangelnder Felderfahrung wie sie in jedem neuen Kartiergebiet in unterschiedlichem Masse auftreten, wurde die Standortanalyse in der Region Bantiger nach zwei Gesichtspunkten ausgeführt. Die Bodenprofilstandorte wurden sowohl nach analytisch differenzierenden, als auch nach synthetisch integrierenden Kriterien gewählt. Als Raumgliederungsprinzip diente das Konzept der Physiographischen Systeme (VINK 1968: 118-119 und 123-125), das genetisch und dynamisch einheitliche Gebiete ausscheidet. Die physiographischen Einheiten beinhalten zusammenfassende Angaben über Muttergestein, Relief, Vegetation und Landnutzung. Klima und Hydrologie werden indirekt durch die Lage bzw. das Relief gekennzeichnet.

Darauf bezogen wurde der Bodenprofilstellen-Plan wie folgt erstellt: Zuerst wurden in physiographisch charakteristischen Lagen integrierende und vergleichende Bodenprofilstandorte festgelegt. Die parallel geführte Datenerhebung sollte Zufällen vorbeugen und wirklich repräsentative Bodenprofile garantieren. In einem zweiten Schritt wurde durch die Bestimmung weiterer, differenzierender Bodenprofilstellen an physiographischen Extremlagen versucht, die pedologische Variationsbreite der Region zu erfassen.

Die Ergebnisse der Datenerhebung liegen als räumlich isolierte Bodenprofilstandorte vor, welche Bodenformen und Bodenbildungsfaktoren umfassen.

2.2 Die Zusammenfassung und Ordnung der Daten

Bevor räumliche Kartierungsprinzipien der Pedosphäre postuliert werden können, muss die gesamte Datenmenge überschaubar gemacht und dann geordnet werden.

Im 'Bodengeographischen Sammelprofil' (Fig.1) wurden die einzelnen Bodenprofilstandorte horizontal in eine gemeinsame - hier Süd-Nord orientierte - Profilachse projiziert. Der Verlust der Expositionsangabe kann durch eine günstige Orientierung der Profilachse und evt. durch Expositionssymbole wettgemacht werden. Dank der Angabe der Querwölbung können trotz zweidimensionaler Darstellung, dreidimensionale Reliefbezüge sichtbar bleiben. Mit der Zunahme der eingetragenen Standorte, die sich z.T. zu einzelnen Landschaftsschnitten zusammenschliessen zeichnen sich bereits die Grundzüge der 'Komplexen Typcatena' ab.

Die 'Komplexe Typcatena' (Fig.2) ist eine Ableitung der landschaftsökologischen Catena von G. HAASE (1964: 14-15) für bodengeographische Zwecke. Der Ausdruck 'Komplex' soll betonen, dass es sich nicht um einen einfachen und traditionellen gravitativen Catena-Verlauf unter konstanten Umweltbedingungen handelt, sondern um eine Verknüpfung verschiedener Catenen. Mit 'Typ' wird der Abstraktionsgrad der 'Komplexen Typcatena' herausgehoben, deren zweidimensionale Darstellung, eine auf das Typische und Regelmäßige beschränkte Abstraktion der räumlichen Anordnung und Vergesellschaftung der bodengeographischen Grundbausteine d.h. der Bodenprofilstandorte darstellt.

PHYSIOGRAPHISCHE DIMENSIONSSTUFEN

KOMPLEXE TYPCATENA

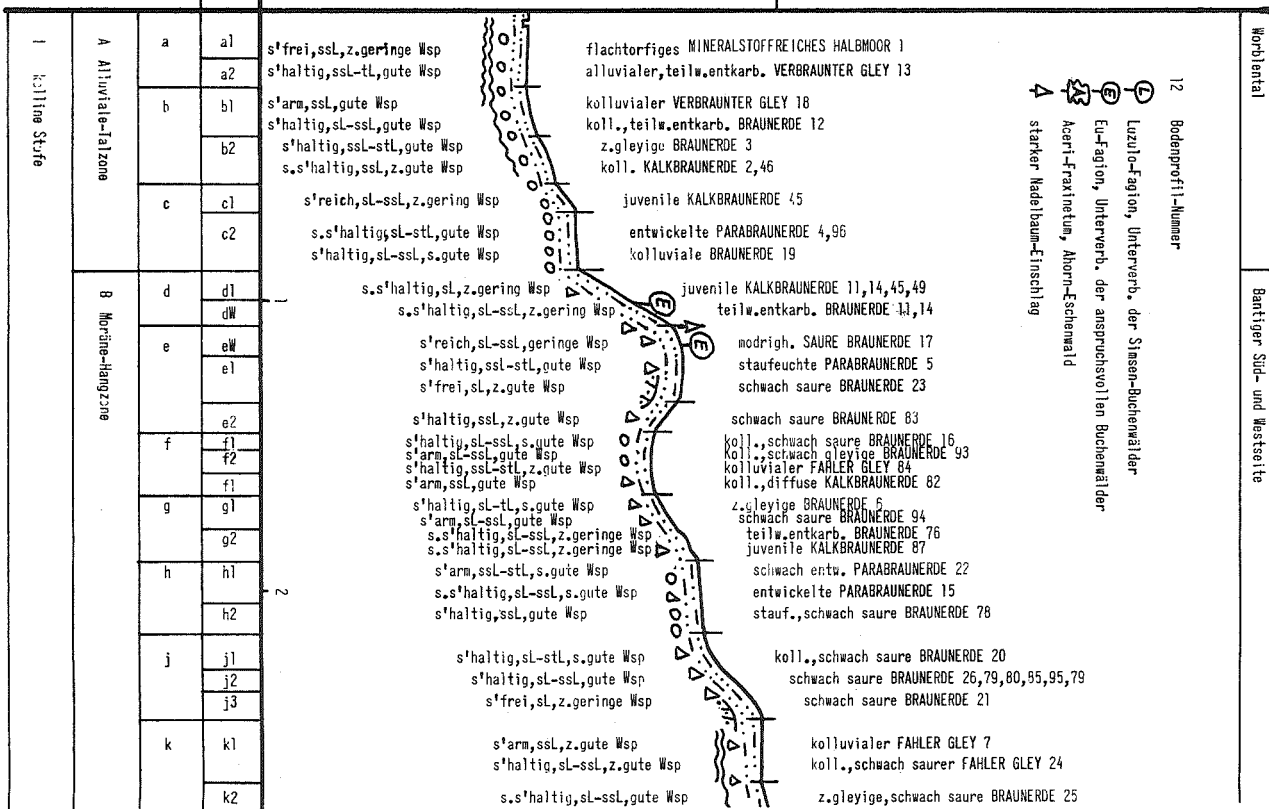
ca. 750 m ü.M.

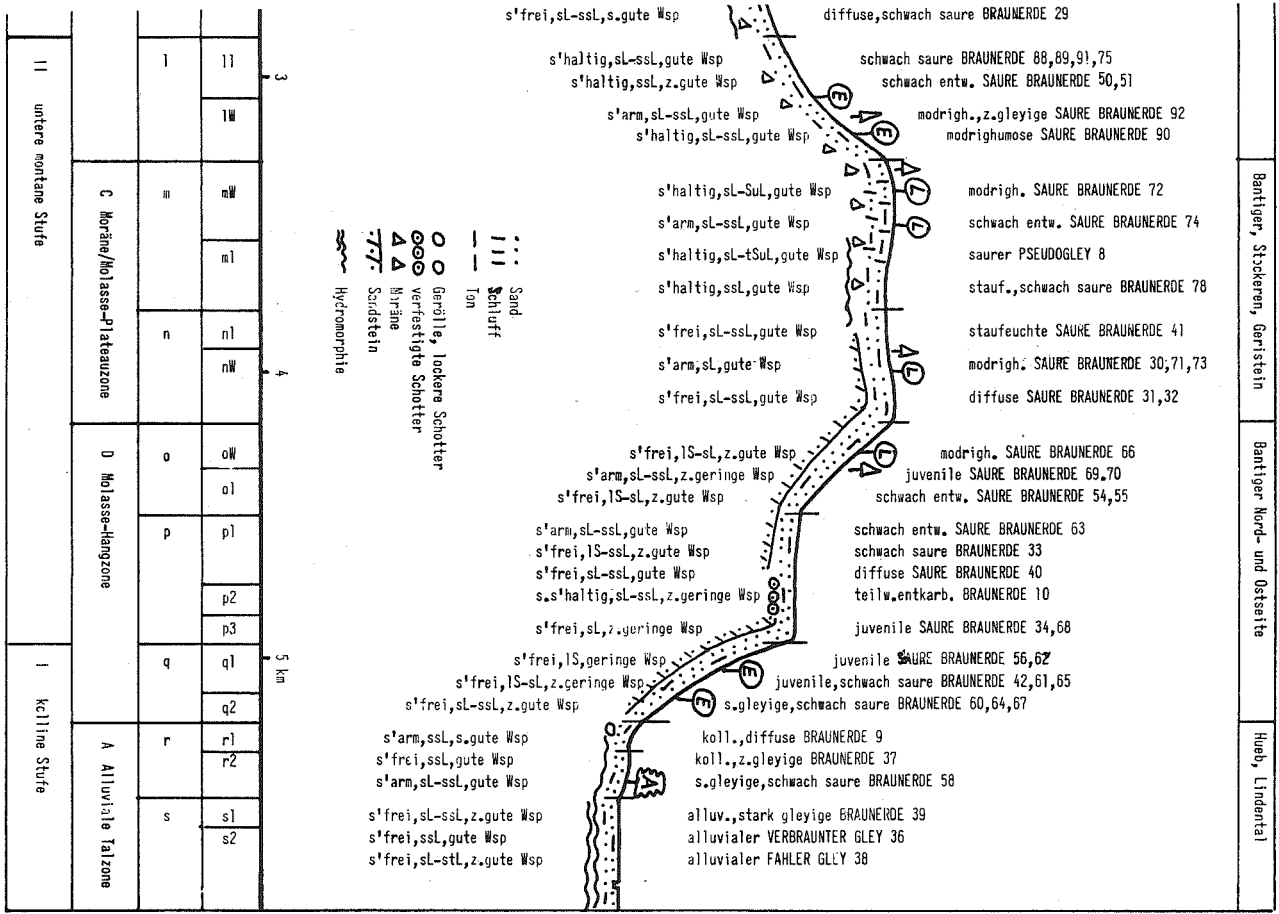
1. Ord. 2. Ord. 3. Ord. 4. Ord.

kolline Stufe

untere montane Stufe

Fig. 2 'Komplexe Typcatena' und physiographische Dimensionsstufen





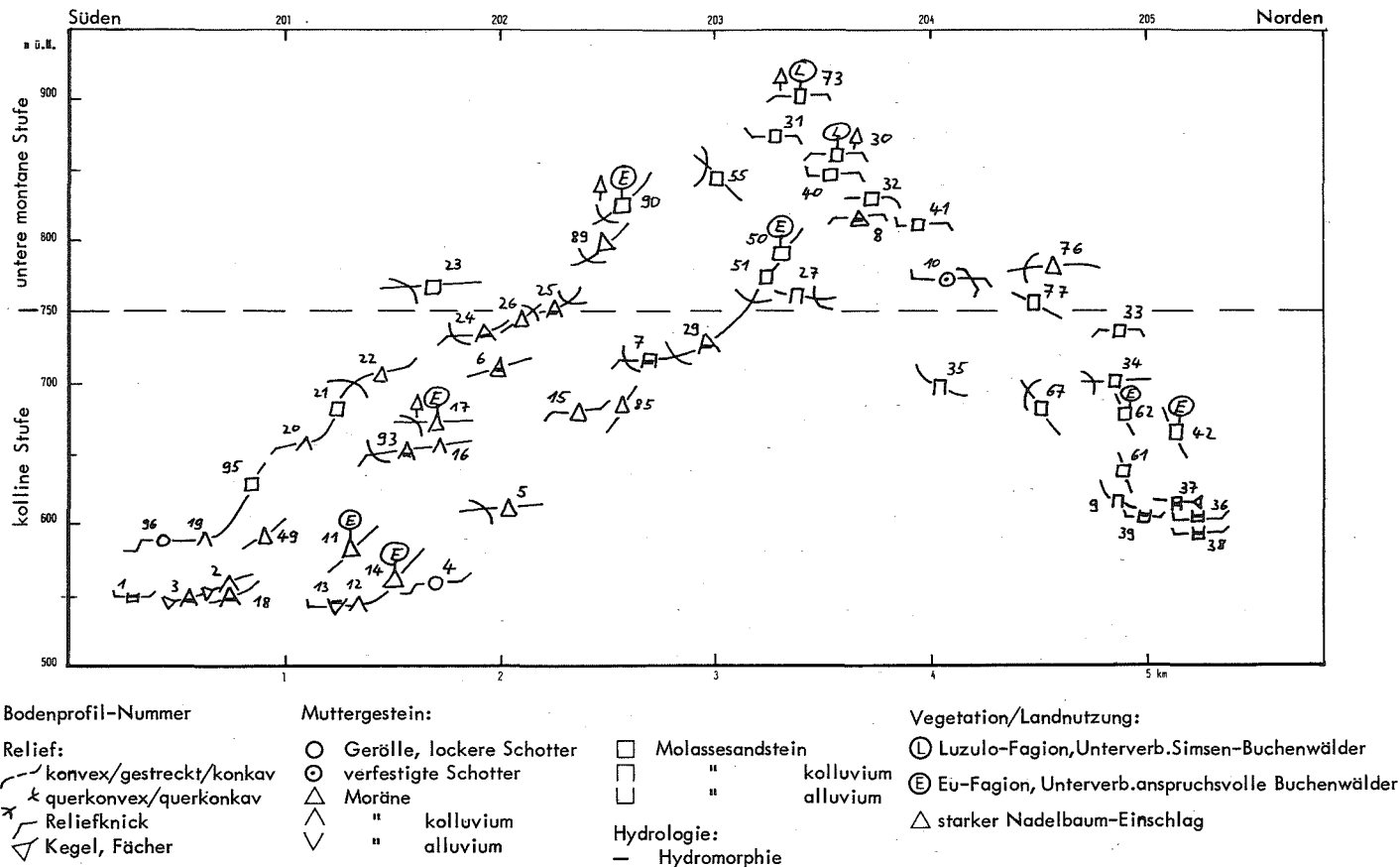


Fig. 1 "Bodengeographisches Sammelprofil" der Region Bantiger

In der 'Komplexen Typcatena' werden sämtliche Bodenprofilstandorte in einem idealisierten Landschaftsschnitt aufgenommen und nach ihren landschaftlichen und ökologischen Zusammenhängen aneinandergereiht. Gelingt es nicht alle, auch die im Sammelprofil isolierten Standorte miteinander zu verknüpfen, so ist die Datenerhebung ungenügend. Die 'Komplexe Typcatena' ist also ein Inventar, dessen Vollständigkeit durch die landschaftlich lückenlose Abfolge der Bodenprofilstandorte überprüft wird.

Die in der 'Komplexen Typcatena' geordneten Bodenprofilstandorte müssen um überhaupt flächenrepräsentativ zu sein, zu bodengeographischen Raumeinheiten integriert werden. Dies geschieht entweder durch das Zusammenfassen von Bodenprofilen zu Catena-Abschnitten, oder umgekehrt durch die Zergliederung der 'Komplexen Typcatena' in physiographische Dimensionsstufen (Fig.2). Die Gliederungskriterien sind in Anlehnung an G. HAASE (1973: 83-86) in deduktiver Abfolge die klimatische Höhenstufung für die Dimensionsstufe erster Ordnung, das Muttergestein und das Relief in immer feinerer Aufgliederung, bis in der Stufe vierter Ordnung die Vegetation und Landnutzung als Gliederungskriterien hinzutreten. Die physiographische Dimensionsstufe vierter Ordnung ist die kleinste deduktiv übertragbare Raumeinheit, ihres selten pedologisch homogenen Inhaltes wegen entspricht sie physiographischen Bodenformenkomplexen, die mit der Abnahme der physiographischen Gliederungskriterien an Heterogenität zunehmen und dann in höhere bodengeographische Kartierungseinheiten übergehen.

2.3 Die Bodenkartierung und Interpretation der Bodenkarte

Bei der Bodenkartierung werden die in der 'Komplexen Typcatena' gewonnenen bodengeographischen Einheiten nach physiographischen Kriterien auf konkrete Landschaftsverhältnisse bzw. auf eine topographische Kartengrundlage zurückprojiziert. Die Reihenfolge der Catenaglieder kann dabei in einzelnen Landschaftsabschnitten ändern, zudem sind Wiederholungen und/oder Ausfälle möglich (vgl. dazu CONACHER/DALRYMPLE 1977: 5). Im mittleren Maßstabbereich wird vorwiegend nach der dritten und bei grossen und weiter unterteilbaren Flächen nach der vierten Dimensionsstufe kartiert. Als Beispiel mag die in Fig.2 ausgeschiedene physiographische Einheit dritter Ordnung c, mit drei erfassten Bodenformen dienen:

c Fluvioglaziale Talterrasse

c1 Terrassenböschung

juvenile KALKBRAUNERDE, skelettreich, sandiger Lehm bis schwach sandiger Lehm, ziemlich geringe
Wasserspeicherung

c2 Terrassenebene

entwickelte PARABRAUNERDE, stark skeletthaltig, sandiger Lehm bis schwach toniger Lehm, gute
Wasserspeicherung

kolluviale BRAUNERDE, skeletthaltig, sandiger Lehm bis schwach sandiger Lehm, sehr gute
Wasserspeicherung

In dieser Weise wurde in der Region Bantiger aus der 'Komplexen Typcatena' eine Legende abgeleitet, die in 18 physiographischen Kartierungseinheiten insgesamt 62 Bodenformen gruppiert.

Die resultierende physiographische Bodenkarte 1/25'000 ist bereits eine Interpretation der natürlichen Verhältnisse, indem sie in der Region festgestellte Bodenformen zu physiographischen Bodenformenkomplexen zusammenfasst.

Die physiographische Bodenkarte kann mit Hilfe einer Matrix-Tabelle (Fig.3) wieder in die einzelnen Bodentypen und Bodeneigenschaften zerlegt werden und nach dem Vorschlag von E. FREI u.a. (1969: 201-208) zu selektiven Interpretationskarten wie z.B. Bodentypenkarten, Bodensubstratkarten, Bodenhydrologiekarten und landwirtschaftlichen Bodeneignungskarten neu kombiniert werden.

3. Diskussion und Schlussfolgerungen

Wie eingangs skizziert, führen methodologisch gesehen, rein induktive Kartierverfahren zu einer konkreten, rein deduktive dagegen zu einer abstrakten Darstellung der Pedosphäre. Das Hauptergebnis der dargelegten, direkten Kartiermethodik ist eine physiographische Bodenkarte. Sie ist eine ausgesprochene Mischung von induktivem und deduktivem Vorgehen mit den entsprechenden Konsequenzen:

Im Gegensatz zu den induktiv erarbeiteten eigentlichen Bodenkarten mit pedologisch reinen Kartierungseinheiten, sind diese in physiographischen Bodenkarten heterogen und komplex, weil sie nach physiographischen Kriterien abgegrenzt werden (MEER 1976: 21). Den deduktiv abgeleiteten Karten gegenüber haben physiographische Bodenkarten den Vorteil, dass sie sich auf konkrete,

BODENKLASSIFIKATION		PHYSIOGRAPHISCHE DIMENSIONSSTUFEN																									
		1. Ord.		2. Ord.			3. Ordnung																				
		I	II	A	B	C	D	a	b	c	d	e	f	g	h	j	k	l	m	n	o	p	q	r	s		
1	REGOSOL	x		x					x																		
2	KALKBRAUNERDE	x		x	x				x	x	x																
3	BRAUNERDE	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x			
4	PARABRAUNERDE	x		x	x				x	x					x	x											
5	SAURE BRAUNERDE	x	x		x	x					x								x	x	x	x	x				
6	PSEUDOGLEY		x			x														x							
7	VERBRAUNTER GLEY	x		x					x	x																x	
8	FAHLER GLEY	x		x	x								x					x								x	
9	MINERALSTOFFR. HALBMOOR	x		x					x																		
Untertyp-Eigenschaften		I	II	A	B	C	D	a	b	c	d	e	f	g	h	j	k	l	m	n	o	p	q	r	s		
1	kolluvial	x	x	x	x	x		x	x			x			x	x										x	
2	alluvial	x		x					x																	x	
3	juvenil	x	x	x	x	x			x	x				x												x	
4	sauer		x			x																					
5	schwach sauer	x	x		x	x						x	x	x	x	x	x	x								x	
6	teilw. entkarb.	x	x	x	x	x		x	x					x												x	
7	staufeucht	x	x		x	x							x														
8	schwach gleyig	x	x		x	x								x												x	
9	ziemlich gleyig	x	x	x	x				x						x											x	
10	stark gleyig	x		x																						x	
11	flachtorfig	x		x					x																		
12	modrighumos	x	x		x	x	x						x														
13	diffus	x	x	x	x	x								x												x	
14	schwach entwickelt	x	x		x	x	x																				
15	entwickelt	x		x	x	x																					
Bodenform-Eigenschaften		I	II	A	B	C	D	a	b	c	d	e	f	g	h	j	k	l	m	n	o	p	q	r	s		
1	skelettfrei	x	x	x	x	x	x	x																			x
2	skelettarm	x	x	x	x	x	x		x																		x
3	skeletthaltig	x	x	x	x	x		x	x	x																	x
4	stark skeletthaltig	x	x	x	x																						x
5	skelettreich	x		x	x																						x
6	lehmgiger Sand	x	x				x																				x
7	sandiger Lehm	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
8	schwach sandiger Lehm	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
9	schwach toniger Lehm	x		x	x			x	x	x	x	x	x	x													x
10	Schlufflehm		x			x																					x
11	toniger Schlufflehm		x			x																					x
12	toniger Lehm	x			x																						x
13	sehr gute Wasserspeich.	x	x	x	x	x		x																			x
14	gute Wsp	x	x	x	x	x	x	x																			x
15	ziemlich gute Wsp	x	x	x	x	x	x	x	x																		x
16	ziemlich geringe Wsp	x	x	x	x	x	x	x	x																		x
17	geringe Wsp	x			x	x																					x

Fig. 3 Matrix-Tabelle: Physiographische Einheiten und Bodenklassifikationseigenschaften

im Kartierungsgebiet erhobene Bodendaten stützen. Die für die Region Bantiger bisher vorliegenden pedologischen Kartengrundlagen, die Bodenkarte der Schweiz 1/1'000'000 (FREI u.a. 1966) und die Bodeneignungskarte der Schweiz (DELEGIERTER FUER RAUMPLANUNG u.a. 1977) stehen auf den Klassifikationsstufen der Bodentypen und Untertypen bzw. ihren Assoziationen. Der Entwurf der physiographischen Bodenkarte der Region Bantiger 1/25'000 mit ausgeschiedenen Bodenformenkomplexen bedeutet daher eine kartographische und pedologische Verfeinerung.

Im weiteren ist die einleitend gestellte Frage nach der Optimierung der direkten mittelmassstäblichen Kartiermethodik aufgrund des induktiv/deduktiven Mischverfahrens nicht unmittelbar zu lösen, denn erst die Einordnung der Bodenprofilstandorte in die 'Komplexe Typcatena' gibt über deren Flächenrepräsentativität Aufschluss.

Die 'Komplexe Typcatena' ist das methodische Hauptwerkzeug der Bodenkartierung, in ihr werden die erhobenen Daten geordnet, kontrolliert, übersichtlich dargestellt und in Legendeneinheiten gegliedert.

Durch die Transformation in physiographische Dimensionsstufen niedriger Ordnung kann die 'Komplexe Typcatena' zusätzlich der Generalisierung dienen (Fig.3). Die physiographischen Einheiten der Dimensionsstufe zweiter Ordnung entsprechen ungefähr den Kartierungseinheiten der Bodeneignungskarte 1/200'000 und diejenigen erster Ordnung treffen recht gut auf die Bodenkarte 1/1'000'000 zu.

Eine letzte Anwendung liegt in der Umkehrung des Verfahrens. Durch die Kondensation von Bodenkarten in 'Komplexe Typcatenen' stellen diese übersichtliche Darstellungsmittel für bodengeographische Vergleiche dar.

Literatur

- BURINGH, P., 1960: The Application of Aerial Photographs in Soil Surveys. In: Manual of Photographic Interpretation, Washington D.C.: 633-666
- CONACHER, A.J. und DALRYMPLE, J.B., 1977: The Nine Unit Landsurface Model: An Approach to Pedogeomorphic Research. Geoderma 18: 1-154
- DELEGIERTER FUER RAUMPLANUNG u.a. (Hrsg.) 1977 (Aufnahmestand): Bodeneignungskarte der Schweiz 1/200'000. Eidg. Landestopographie, Wabern-Bern und EDMZ (im Druck)
- DESAULES, A., 1978: Bodengeographische Analyse und Synthese der Region Bantiger. Mit einer Analyse über Theorie und Modellvorstellungen zur Bodengeographie. Diplomarbeit Geogr. Inst. Bern (unveröff.)
- FREI, E., JUHASZ, P. und Bach, R., 1966: Bodenkarte der Schweiz 1/1'000'000. Schweiz. landwirtschaftl. Forschung 5: 537-551
- FREI, E., JAEGGLI, F., PEYER, K., JUHASZ, P. und BONNARD, L.F., 1969: Bodenkarten unterstützen Meliorationen, Bonitierungen und Planungsarbeiten. Mitt. f. Schweiz. Landwirtschaft 17: 197-208
- FREI, E. und PEYER, K., 1973: Ziel und Aufgaben der Bodenkartierung. Mitt. f. Schweiz. Landwirtschaft 21: 228-240
- FREI, E., 1976: Richtlinien für die Beschreibung und Klassifikation von Bodenprofilen. Schweiz. landwirtschaftl. Forschung 15: 339-348
- GOOSEN, D., 1967: Aerial Photointerpretation in Soil Survey. FAO Soil Bull. 6, Rome
- HAASE, G., 1964: Landschaftsökologische Detailuntersuchung und naturräumliche Gliederung. Peterm. Geogr. Mitt. 108: 8-30
- HAASE, G., 1969: Die Gliederung der Pedosphäre in regionalgeographischer Sicht. Habilitationsschrift, TU Dresden (unveröff.)
- HAASE, G., 1973: Zur Ausgliederung von Raumeinheiten der chorischen und der regionischen Dimensionen - dargestellt an Beispielen aus der Bodengeographie. Peterm. Geogr. Mitt. 117: 81-90
- MEER, J.J.M. van der, 1976: Cartographie des sols de la région de Morat (Moyen Pays suisse). Bull. de la Soc. neuchâteloise de Géographie 21: 5-52

- SCHROEDER, D. und LAMP, J., 1976: Prinzipien der Aufstellung von Bodenklassifikationssystemen. Zeitschr. f. Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde 139: 617-630
- VINK, A.P.A., Aerial Photographs and the Soil Sciences. In: Natural resources research 4, UNESCO Paris: 81-141

EFFETS D'AMENDEMENTS ORGANIQUES ET MICROBIOLOGIQUES SUR DES
CHAMPIGNONS PHYTOPATHOGENES DANS LE SOL

D. GINDRAT, Station fédérale de recherches agronomiques de
Changins, CH- 1260 Nyon

I. INTRODUCTION

L'étude des interactions entre la matière organique et les micro-organismes dans le sol constitue la pierre angulaire de la microbiologie du sol. L'activité des organismes telluriques, bactéries, champignons et nématodes phytopathogènes inclus, dépend étroitement de la quantité, de la qualité et de la disponibilité des substances organiques. Aussi fut-il tenté de très bonne heure de manipuler la matière organique dans le sol afin de maîtriser certaines maladies des plantes.

Il y a plus de cinquante ans que MILLARD et TAYLOR (1927) ont montré que des engrais verts réduisaient sensiblement les attaques de la gale commune de la pomme de terre (Streptomyces scabies) dans les conditions du champ. Ils démontrèrent également qu'un autre Actinomycète était associé à ce phénomène. Plus récemment, WEINHOLD et BOWMAN (1968) ont mis en évidence la stimulation d'une bactérie du type Bacillus subtilis, antagoniste de S. scabies, en terre enrichie en soja vert. Bien que ces éléments permettent l'élaboration d'une méthode élégante de lutte contre la gale commune, aucune application pratique n'a pu être réalisée. Les raisons de cet aboutissement décevant sont à rechercher dans des facteurs essentiellement économiques (LAPWOOD, 1973).

Aux Etats-Unis, les travaux du groupe de Papavizas (PAPAVIZAS, 1974) ont démontré que l'incorporation de matière organique au sol pouvait réprimer l'activité de divers champignons phytopathogènes, parmi les plus importants (Tableau 1). Selon cet auteur, bien que de nombreux résultats positifs aient été enregistrés en

conditions expérimentales proches de la pratique, l'application d'amendements organiques comme technique de lutte antiparasitaire ne serait probablement possible que lorsque des données beaucoup plus complètes auraient été réunies sur :

- 1) les quantités minimales d'amendements exigées,
- 2) les mécanismes d'action des amendements sur les agents pathogènes
- 3) l'intégration de ces méthodes à la pratique culturale

Tableau 1.- Exemples de contrôle de champignons phytopathogènes dans le sol par l'apport de matière organique [selon PAPAIVIZAS (1974)].

Agent pathogène	Maladie	Amendement organique
<u>Aphanomyces euteiches</u>	Pourriture des racines du pois, etc.	Crucifères vertes, soja vert
<u>Fusarium oxysporum</u> f. sp. <u>phaseoli</u>	Pourriture des racines du haricot	Oligo- et polysaccharides, pailles de céréales
<u>Thielaviopsis basicola</u>	Pourriture des racines du tabac, etc.	Nombreux
<u>Rhizoctonia solani</u>	Pourriture de l'hypocotyle du haricot	Céréales fraîches ou séchées

Les réponses au second point sont devenues relativement nombreuses depuis quelques années. Très schématiquement, ces mécanismes se classent en 2 catégories :

- élaboration de substances volatiles fongistatiques
- stimulation de micro-organismes antagonistes (compétitifs, producteurs d'antibiotiques, lytiques, mycoparasites, etc.).

Dans la perspective d'une utilisation possible de matériel organique, non seulement "inerte" (engrais), mais aussi "vivant" (micro-organismes antagonistes), des travaux à caractère fondamental ont été entrepris dans notre laboratoire. Les résultats de quelques-uns d'entre eux sont présentés ci-dessous.

II. EXPERIMENTATION

Stimulation des Pythium dans le sol

L'addition de chitine au sol provoque une baisse de l'activité phytopathogène de certains champignons, par exemple Fusarium solani f. sp. phaseoli (MITCHELL et ALEXANDER, 1962). Dans le but d'examiner l'effet de la chitine sur Pythium ultimum, l'un des agents de la fonte des semis, des semences de betterave, enrobées de chitine non purifiée du commerce, ont été semées en terre infestée par l'agent pathogène. Une fonte des semis en pré-levée significativement plus importante fut observée pour les semences enrobées que pour les semences témoins non traitées. Une étude fut alors entreprise afin de déterminer le facteur responsable de cette stimulation de P. ultimum (GINDRAT, 1976).

Il fut démontré que la chitine purifiée ne provoquait pas d'augmentation de la maladie en pré-levée et que du glucose et diverses substances azotées étaient présents dans l'extrait aqueux de la chitine brute. L'explication à ces phénomènes réside dans le pouvoir stimulant du glucose et de composés azotés sur la germination des sporanges de P. ultimum dans le sol. Echappant à la mycostase, les sporanges germent rapidement en présence de glucose ou de peptone dans la spermosphère et attaquent la graine en germination. Ainsi, l'effet de la chitine brute s'est-il révélé exactement contraire à celui escompté. En revanche, ces observations ont montré que, dans certaines situations, les exsudats des semences en germination, ne suffisent pas à stimuler P. ultimum pour qu'il provoque une attaque grave. L'intérêt de l'étude de telles situations

est évident. Finalement, ces expériences ont souligné l'importance de la composition de l'amendement : les impuretés chimiques ont eu, ici, le premier rôle.

Dans une seconde expérimentation (GINDRAT et PILLOUD, 1976), la stimulation signalée par WATSON (1971) après incorporation de matière végétale fraîche, a été exploitée dans le but d'obtenir, en conditions expérimentales, des attaques homogènes, mais de nature plus proche de la réalité que celles provoquées par l'inoculation artificielle. L'engrais vert utilisé est le soja. Les tableaux 2 et 3 présentent les résultats de travaux récents montrant la réaction de plusieurs sols à l'amendement.

Tableau 2.- Effets d'un amendement en soja vert sur un semis de concombre dans 6 sols

Origine du sol	Apport de soja ¹⁾	Levée ²⁾ %	Plantes vivantes après 4 semaines ²⁾ (%)
Le Muids	-	96,5	96,5
Le Muids	+	95,0	88,5
Coinsins	-	98,5	98,5
Coinsins	+	95,0	93,0
Genolier	-	96,5	96,5
Genolier	+	88,5	85,0
Gland	-	98,5	98,5
Gland	+	90,0	75,0
Vich	-	98,5	98,5
Vich	+	80,0	61,5
Changins	-	95,0	93,5
Changins	+	15,0	0,0

1) Vingt grammes de soja fraîchement hâché par litre de terre.

2) Moyenne de 2 essais. Pour chaque essai : 2 répétitions de 30 semences par traitement, mises en place 24 h. après l'apport de soja.

Des résultats présentés dans le tableau 2, il ressort que la levée a été homogène et qu'à l'exception du sol de Changins, aucune plante n'est morte dans les diverses terres examinées sans apport de soja. En revanche, l'amendement a provoqué des dommages en pré-, mais surtout en post-émergence, dans tous les sols, l'importance des dégâts étant très variable selon l'origine du sol. Le rôle des Pythium a été confirmé selon le procédé décrit antérieurement (GINDRAT et PILLOUD, 1976).

Tableau 3.- Effets d'un amendement en soja vert sur semis de betterave et de concombre dans 2 sols.

Origine du sol	Apport de soja ¹⁾	Levée ²⁾ %		Plantes vivantes après 5 semaines ²⁾ (%)	
		Betterave	Concombre	Betterave	Concombre
Coinsins	-	90	73	70	73
Coinsins	+	53	73	30	70
Coinsins (désinfecté) ³⁾	+	90	80	67	80
Changins	-	100	50	70	37
Changins	+	47	13	37	13
Changins (désinfecté) ³⁾	+	80	83	70	83

- 1) Vingt grammes de soja fraîchement hâché par litre de terre.
- 2) Deux terrines de 15 semences mises en place 24 h. après l'apport de soja.
- 3) Désinfection à l'autoclave (1 h. à 120°C) 5 jours avant l'apport de soja.

L'expérience rapportée dans le tableau 3 met en comparaison 2 sols. Dans celui de Coinsins, l'apport de soja n'a pas provoqué de dégâts sur le concombre, ce qui confirme les données du tableau 2, mais il

a nettement diminué la levée, puis la survie des betteraves. Dans le sol de Changins, par contre, les 2 espèces ont été fortement attaquées en présence de soja. L'absence de dégâts en sol désinfecté puis enrichi en soja, ainsi que le réisolement de Pythium spp. à partir de plantules tuées dans les 2 sols, laissent supposer que dans cette expérience, également, les Pythium sont à l'origine des dommages observés. Des tests complémentaires pourraient peut-être préciser une certaine sélectivité de ces parasites à l'égard de la betterave dans le sol de Coinsins.

Cette méthode de stimulation des Pythium est utilisée actuellement pour l'examen de l'efficacité de divers agents et techniques de lutte contre ces champignons. Elle se rapproche de celle de BOUHOT (1975) qui est basée sur le même principe, mais qui est plus exacte et, cependant, d'une application moins simple.

Lutte contre la pourriture noire des racines du concombre (Phomopsis sclerotioides)

Nous avons montré, en conditions de serre purement expérimentales, que lorsque l'on ajoute à un volume de terre infestée par P. sclerotioides un demi volume d'un amendement constitué par une culture du champignon Gliocladium roseum sur un milieu composé d'un terreau horticole (75% de tourbe, 10% de terre franche, 10% de compost de feuilles) humidifié par une solution nutritive (saccharose : 88 mM, NaNO_3 : 35 mM, K_2HPO_4 : 6 mM, MgSO_4 : 4 mM, KCl : 7 mM, FeSO_4 : 0,08 mM), une diminution significative des attaques du parasite était observée sur des concombres de 50 jours semés quelques semaines après l'amendement (MOODY et GINDRAT, 1977).

Puisque G. roseum est un antagoniste actif de P. sclerotioides dans le sol et in vitro (MOODY et GINDRAT, 1977), l'explication de la répression du parasite par l'amendement semblait devoir résider dans l'activité de G. roseum. Or, des travaux récents ont mis en évidence l'importance du substrat organique apporté avec

le champignon antagoniste dans la réduction des attaques de P. sclerotioides. Dans un sol différent de celui utilisé pour les travaux précédents, l'amendement contenant seulement le terreau horticole humidifié ou non par la solution nutritive, stérilisé ou non à l'autoclave, a été introduit 6 semaines avant le semis des plantes-tests. Après 50 jours de culture, le taux de pourriture sur les racines a été évalué. Exprimés en pourcentages, ces résultats figurent dans le tableau 4. Il en ressort que l'amendement constitué du terreau horticole humidifié par la solution nutritive a été particulièrement efficace contre P. sclerotioides. La présence de G. roseum a légèrement diminué cette efficacité, ce qui, au vu de la faible activité du terreau seul, pourrait s'expliquer par le rôle essentiel de la solution nutritive, partiellement consommée par G. roseum.

Dans d'autres sols, et sous d'autres conditions d'environnement, la présence de G. roseum a amélioré l'effet du mélange constitué du terreau et de la solution nutritive (GINDRAT, 1978).

III. CONCLUSIONS

Les expériences brièvement résumées dans ce rapport illustrent le double rôle, stimulant ou inhibiteur, de la matière organique fraîche sur les champignons pathogènes dans le sol. Ces effets sont le résultat de mécanismes divers, complexes, étroitement liés les uns aux autres. La recherche de ces mécanismes dans le détail est séduisante et nécessaire. Elle concerne la microbiologie du sol et la pathologie végétale. Mais peut-être conviendrait-il d'examiner parallèlement, sur une plus large échelle, les effets de formes très diverses d'amendements organiques sur des agents pathogènes bien connus, en conditions expérimentales bien définies, sans que soit perdue de vue l'intégration possible aux pratiques culturales.

Tableau 4.- Effets de l'apport de composants d'un amendement organique contenant le champignon antagoniste Gliocladium roseum sur l'activité pathogène de Phomopsis sclerotioides [d'après GINDRAT (1978)]

Traitement du sol (6 semaines avant le semis)	Taux de pourriture des racines sur concombres de 50 jours % ¹⁾
Terreau horticole + solution nutritive + <u>G. roseum</u>	40 b ²⁾
Terreau horticole + solution nutritive + <u>G. roseum</u> , stérilisé	27 b
Terreau horticole + solution nutritive	4 a
Terreau horticole + solution nutritive, stérilisé	11 a
Terreau horticole	87 d
Terreau horticole, stérilisé	58 c
Pas de traitement	89 d
Sol non infesté	0 a

1) Transformation en pourcentages d'indices de maladie selon une échelle de 1 à 5 (MOODY et GINDRAT, 1977) :

1 = 0% = absence de pourriture

5 = 100% = plante tuée

Pour chaque traitement, 3 séries de 24 plantes ont été examinées.

2) Les pourcentages suivis d'une lettre commune représentent des indices de maladie significativement pas différents ($P = 0,05$).

Les moyens de lutte chimique contre les champignons du sol sont limités.

La lutte préventive (rotation des cultures, par exemple) n'est pas toujours praticable, ou elle est parfois inefficace. La lutte génétique à l'aide de cultivars résistants est la plus élégante, mais surtout possible contre des agents pathogènes génétiquement spécialisés.

En plus de l'amélioration de la structure du sol et de son enrichissement en éléments nutritifs, un apport raisonné de matière organique pourrait, en outre, constituer une arme supplémentaire contre certains parasites. L'addition de micro-organismes antagonistes à de tels amendements pour en augmenter ou en prolonger l'efficacité peut aussi être envisagée (BAKER et COOK, 1974). Finalement, une activité antiparasitaire bien établie ouvrirait, peut-être, des perspectives pour une utilisation élargie des déchets organiques industriels et urbains.

REMERCIEMENTS

Une partie des résultats présentés dans cet article a été obtenue grâce à l'appui du Fond National Suisse de la Recherche Scientifique (fond Nos. 3.644.71 et 3.402.74). MM. E. van der Hoeven, ing. agr., et R. Pilloud sont également remerciés de leur aide.

BIBLIOGRAPHIE

- BAKER, K.F., COOK, R.J. 1974. Biological control of plant pathogens. W.H. Freeman & Co, San Francisco, 433 pp.
- BOUHOT, D. 1975. Technique sélective et quantitative d'estimation du potentiel infectieux des sols, terreaux et substrats infestés par Pythium sp. Ann. Phytopathol. 7: 155-158.
- GINDRAT, D. 1976. Components in unbleached commercial chitin stimulate Pythium ultimum in sugarbeet spermosphere. Phytopathology 66: 312-316.

- GINDRAT, D. 1978. Biocontrol of plant diseases by inoculation of fresh wounds, seeds, and soil with antagonists. Third Internat. Congr. Plant Pathol., Munich, 14-23 August 1978.
- GINDRAT, D., PILLOUD, R. 1976. Une méthode simple de stimulation des Pythium dans le sol par incorporation de résidus verts de soja. Rech. agron. Suisse 15: 129-136.
- LAPWOOD, D.H. 1973. Streptomyces scabies and potato scab disease. In: Actinomycetales, characteristics and practical importance. G. Sykes, F.A. Skinner, édit. Academic Press, London and New York, pp. 253-260.
- MILLARD, W.A., TAYLOR, C.B. 1927. Antagonism of micro-organisms as the controlling factor in the inhibition of scab by green-manuring. Ann. appl. Biol. 14: 202-216.
- MITCHELL, R., ALEXANDER, M. 1962. Microbiological processes associated with the use of chitin for biological control. Proc. Soil Sci. Soc. Amer. 26: 556-558.
- MOODY, A.R., GINDRAT, D. 1977. Biological control of cucumber black root rot by Gliocladium roseum. Phytopathology 67: 1159-1162.
- PAPAVIZAS, G.C. 1974. Effect of organic amendments on root diseases. In: The relation of soil microorganisms to soil-borne plant pathogens. G.C. Papavizas, édit. South. Cooperative Ser. Bull. 183, Virg. Poly. Inst. State Univ., Blacksburg, Virginia, pp. 25-29.
- WATSON, A.G. 1971. The effect of decomposing green crop residues on lettuce injury in the Salinas Valley. Ph. D. thesis, Univ. Calif., Berkeley, 273 pp.
- WEINHOLD, A.R., BOWMAN, T. 1968. Selective inhibition of the potato scab pathogen by antagonistic bacteria and substrate influence on antibiotic production. Plant Soil 28: 12-24.

NOTE PRELIMINAIRE SUR L'ETUDE DE LA PEDOFAUNE DANS UNE PELOUSE
ALPINE AU PARC NATIONAL SUISSE

M. Dethier¹, P. Galland², C. Lienhard³, W. Matthey⁴, N. Rohrer⁵
et T. Schiess⁵.

I. INTRODUCTION.

Les recherches sur les biocénoses du sol se heurtent à un obstacle considérable : le tri et l'identification du matériel récolté. Un moyen de passer outre à cette difficulté est de rassembler une équipe de spécialistes des principaux groupes systématiques, travaillant tous sur le même terrain et, pour les zoologistes, à partir des mêmes échantillons.

Cette option a été choisie en 1975 par la Commission d'études scientifiques au Parc national pour développer les recherches en Ecologie dans notre grande réserve nationale. Elle a été soutenue en cela par le Fonds national suisse de la Recherche scientifique (requête no 3.628-0.75).

Cinq chercheurs (un botaniste, deux entomologistes, deux acarologues) ont été chargés d'étudier avant tout la communauté d'Arthropodes au Munt la Schera, à 2500 m d'altitude, dans une association végétale bien déterminée : le Caricetum firmæ, qui constitue un stade pionnier de la pelouse alpine.

Cette dernière peut être considérée comme un écosystème subdivisé en deux sous-systèmes étroitement liés : l'un est constitué par le sol proprement dit, l'autre par la surface du sol et la strate herbacée qui la recouvre. Il y a entre ces deux sous-systèmes un flux d'énergie et une circulation continue des éléments biogènes. On ne peut par conséquent séparer arbitrairement l'étude de la faune endogée de celle de la faune épigée, ni considérer séparément la faune et la flore.

-
1. Musée zoologique. 1005 Lausanne.
 2. Institut de Botanique de l'Université. 2000 Neuchâtel.
 3. Institut d'Entomologie E.P.F. 8092 Zürich.
 4. Institut de Zoologie de l'Université. 2000 Neuchâtel.
 5. Museum d'histoire naturelle. 4051 Bâle.

En effet, la capacité autotrophique du sol en lui-même est très faible et ne peut assurer l'énergie nécessaire au fonctionnement de la biocénose, qui dépendra pour une bonne part de l'apport énergétique de la strate herbacée. Les animaux jouent un rôle important dans la fragmentation de la matière végétale morte, favorisant ainsi l'action des microorganismes qui assurent la décomposition proprement dite, ainsi que dans son introduction dans le sol (brassage).

II ASPECT BOTANIQUE.

Le Caricetum firmæ a été décrit par Braun Blanquet en 1926, à partir de relevés phytosociologiques des Grisons et du Tyrol. Il se développe dans des conditions extrêmes et reste de ce fait pauvre en espèces (moyenne des relevés : 25 espèces). On l'a observé à l'étage alpin jusqu'à 2800 m.

Sur notre terrain de recherche, on trouve la sous-association typicum (Galland, 1979). Jusqu'à plus ample description, le sol se rattache à la catégorie "sol lithocalcique humifère" (Duchaufour, 1976). Si la végétation paraît assez homogène à grande échelle, considérée dans le détail, elle ne l'est plus. On peut y discerner cinq faciès différents, disposés en mosaïque (Tableau 1).

L'estimation de la phytomasse (matériel vivant et mort) et de la biomasse (matériel vivant uniquement) donne des valeurs comparables à celles déterminées par Rehder (1976a, b) en Allemagne, malgré une différence d'altitude et de climat. En moyenne, à la Schera, la phytomasse aérienne représente 1141 g/m², la phytomasse souterraine 1936 g/m² et la biomasse aérienne seulement 250 g/m², ces chiffres représentant des poids secs.

Le rapport élevé phytomasse aérienne/biomasse aérienne montre que le matériel mort reste attaché longtemps aux plantes, Carex firma en particulier, vraisemblablement plus de cinq ans.

III LES ARTHROPODES DU SOL

1. Considérations sur la pédofaune.

Classiquement, les organismes de la pédofaune sont les Acariens, les Collemboles et quelques autres Insectes Aptérygotes qui passent toute leur vie dans le sol. Mais les Insectes Ptérygotes, le plus souvent actifs dans le sol à l'état larvaire, doivent également entrer en ligne de compte ici, car ils jouent un rôle important dans le recyclage de la matière organique. Les Bibionidae (Diptères) ou les

Faciès	Espèces dominantes	Recouvrement de la végétation	pH (A _o)
Sol nu (N)	Carex rupestris	1 - 5 %	8,5
Carex firma(Cf)	Carex firma	20 - 60 %	8,3
Seslerie (Sc)	Sesleria coerulea Carex firma	60 - 90 %	7,2
Dryas (Do)	Dryas octopetala	80 - 90 %	7,7
Humus (H)	Végétation disparue	-	7,9

Faciès	Profondeur (cm)	C org (%)	N tot (%)	C/N	Minéraux échangeables (meq / 100g)			
					Ca	Mg	K	Na
Cf	0 - 5	14	1,1	13	7,5	9	0,9	0,05
	5 - 10	9	0,5	18	6	5	0,5	0,03
Sc	0 - 5	12	0,9	13	7,5	7	1,1	0,05
	5 - 10	6	0,6	10	5	5	1	0,02
Do	0 - 5	14,5	0,9	16	9	8	2	0,03
	5 - 10	3,5	0,15	23	5	4	0,5	0,02

Tableau 1. Description des faciès du Caricetum firmæ.

Scarabeidae (Coléoptères) en sont de bons exemples.

On divise volontiers les organismes de la pédofaune au sens large en catégories selon leur taille :

<u>Tableau 2</u>	<u>Taille</u>	<u>Groupes concernés</u>
Microfaune	0,2 mm	Protozoaires, Nématodes.
Mésafaune	0,2 - 4 mm (log 1,3 - 2,6)	Microarthropodes : Acariens, Collemboles, Protoures. Larves et adultes de quelques groupes d'Insectes supérieurs.
Macrofaune.	4 - 80 mm (log 2,6 - 3,9)	Macroarthropodes : Insectes supérieurs, Myriapodes, Isopodes, Vers de terre, etc
Mégafaune	80 mm - 1,6 m (log 3,9 - 5,2)	Rongeurs, Insectivores dans nos régions.

A la Schera, nous sommes essentiellement concernés par les organismes de la méso- et de la macrofaune.

Dans nos stations, certains groupes de la faune du sol ne sont pas représentés : Chernètes, Symphyles, Pauropodes, Isopodes, Diploures, Mécoptères (larves), Psocoptères. D'autres, comme les Protoures, les Thysanoures et les Névroptères (larves) sont très peu abondants.

Au total, 16 groupes d'Arthropodes sont présents. En outre, d'autres Invertébrés, comme les Tardigrades, les Lumbricides, les Enchytréides, les Nématodes, ont aussi été récoltés, mais de manière non quantitative. Leur étude n'a pas encore été entreprise.

2. Collemboles et Acariens.

2.1 Techniques.

La connaissance qualitative et quantitative de la communauté animale du sol nécessite la mise au point de techniques d'échantillonnage et d'extraction bien adaptées.

Les prélèvements ont été effectués au moyen d'une sonde décrite récemment par Bieri et al. (1978b). Cet instrument découpe dans le sol une carotte de 5 cm de diamètre qui peut être ensuite débitée en tranches. Les échantillonnages, mensuels de mai à octobre, ont consisté à prendre douze carottes dans chacun des faciès mentionnés dans le tableau 1. En hiver, ils se sont poursuivis à la cadence de un tous les deux mois, sur un terrain préalablement balisé, avec un nombre plus restreint d'échantillons.

La mésofaune a été extraite au moyen d'un appareil basé sur le principe du Berlese-Tullgren, d'une capacité de 96 échantillons. Il

a été décrit en détail par son constructeur (Bieri et al., 1978a), aussi nous contenterons-nous ici de mentionner sa haute efficacité, de l'ordre de 95% pour les Microarthropodes, ce chiffre ayant été vérifié par flottation des échantillons après leur passage dans l'extracteur.

2.2 Résultats.

Jusqu'à fin 1978, 39 espèces de Collembolés, 39 espèces d'Oribates et 30 espèces de Prostigmatés ont été déterminées. Les Mésostigmatés ont été conservés pour une identification ultérieure.

Le tableau 3 montre que la densité moyenne varie selon les faciès, les sols plus profonds abritant des populations plus grandes (Sc, Cf). Nous avons observé à la Schera, comme l'a fait Cassagnau (1961) dans les Pyrénées, que les conditions hivernales (sol gelé, couverture neigeuse) n'affectent pas la faune endogée et ne provoque pas de chute dans les effectifs. Au contraire, en décembre 1977, nos échantillonnages ont mis en évidence des densités très élevées, de Collembolés en particulier : 274000/m² dans Sc et 178000/m² dans Cf. Ces densités sont du même ordre que celles observées en plaine dans des sols à mull de forêts feuillues (Bachelier, 1963). Mais il semble qu'en décembre 1978, nos chiffres soient nettement plus modestes.

La répartition verticale est assez constante au cours de l'année. C'est la couche superficielle (0 à 5 cm) qui contient le maximum d'Acaariens et de Collembolés. Ainsi, l'échantillonnage de juillet 1977 montre que, dans le faciès à Carex firma, en moyenne 96% des Microarthropodes se trouvent dans cette couche, tandis que dans celui à Seslérie, 83% se trouvent entre 0 et 5 cm, 16% entre 5 et 10 cm et 1% entre 10 et 15 cm de profondeur.

3. Autres Arthropodes.

3.1 Techniques.

Si la sonde pédologique et l'extracteur Macfadyen-Bieri mentionnés plus haut ont donné entière satisfaction en ce qui concerne les Acaariens et les Collembolés, il n'en va pas toujours de même pour les autres groupes, les larves de bien des Insectes en particulier. D'une part, les mailles des tamis sont trop petites pour laisser passer de gros organismes, d'autre part, les populations larvaires étant beaucoup moins importantes que celles des Microarthropodes, la petitesse des échantillons constitue, malgré leur nombre, un handicap sérieux. C'est pour ces raisons notamment que l'étude de l'ensemble des Arthropodes du sol nécessite le recours à diverses techniques. La comparaison des

Dates	Faciès	Collemboles	Acariens	Araignées	Chilopodes	Coccides	Autres Insectes larves imagos	Vers
14 juillet 77	Sc	33000	64000	100	70	35	540	70 (180)
	Gf	43000	34000	100	-	-	300	35 (300)
	Do	25000	30000	35	-	350	200	100 (300)
	H	33000	10000	-	-	-	100	- (250)
	N	2000	9500	-	-	-	100	- (180)
14 décembre 77	Sc	274000	112000	70	-	-	540	35 (100)
	Gf	178000	98000	140	-	35	70	-
	Do	17000	38000	-	-	70	180	-

Tableau 3. Nombres d'individus par m2 calculés à partir des valeurs moyennes de 12 échantillons par faciès et par date. Extraction au MacFadyen-Bieri.

résultats ainsi obtenus fournit une image plus complète et fidèle de la faune étudiée.

Afin d'obtenir des formes ne sortant pas ou sortant mal au MacFadyen-Bieri, de simples extracteurs de Berlese-Tullgren ont également été utilisés. Les mailles plus larges des tamis et la possibilité de traiter des échantillons plus grands nous ont permis de récolter davantage de Macroarthropodes à l'état larvaire et adulte. Des essais avec des extracteurs de Baermann ont fourni également des résultats intéressants, surtout en ce qui concerne certaines petites larves de Diptères

Néanmoins, ce sont les méthodes mécaniques, qui utilisent par exemple les différences de densité existant entre les éléments du sol et les Arthropodes qu'ils abritent, qui sont les plus rentables, surtout pour les larves d'Insectes. Malheureusement, pour être réellement efficaces, elles doivent être conduites avec beaucoup de minutie, et les nombreuses manipulations qu'elles nécessitent en font des techniques lourdes, qui se prêtent mal au traitement en série (Coineau, 1974). Pourtant, la simple flottation d'échantillons de sol dans une solution aqueuse de $MgSO_4$ (pour une densité de 1,2, 250 g/l) nous a donné de bons résultats. La technique décrite par Healey et Russel-Smith (1970) semble être parmi les plus efficaces. Elle consiste à utiliser un mélange d'eau et de glycérol d'une densité de 1,14. L'échantillon est d'abord lavé sur des tamis de mailles décroissantes et les grosses larves (Tipulidae, Bibionidae, Carabidae) sont recueillies à la main. Ensuite, il est placé dans le mélange eau-glycérol et remué par des jets d'air comprimé pendant quelques minutes. Par cette méthode, on obtiendrait près du 100% des larves contenues dans l'échantillon.

Enfin, il ne faut pas négliger l'apport d'autres techniques de captures, sans rapport direct avec la pédofaune, telles que pièges Barber et pièges d'émergence. Dans les premiers, nous avons souvent trouvé de grosses larves qui, à un moment donné, viennent en surface. C'est le cas pour les Tipulidae et les Therevidae (Diptères) et pour les Chrysomelidae et les Scarabeidae (Coléoptères). Dans les pièges d'émergence, nous prenons les adultes dont les larves ont accompli leur cycle de développement dans la portion de sol recouverte par le piège (0,25 m²). Ces captures apportent de précieux renseignements sur la faune inféodée au sol de l'endroit.

3.2. Résultats.

Parmi les problèmes posés par les Insectes Ptérygotes de notre pelouse, deux retiendront ici notre attention.

a) un problème qualitatif : quelles sont les espèces réellement indi-

gènes et celles qui sont simplement de passage?

b) un problème quantitatif : quelles sont les densités de populations des principales espèces indigènes, et comment varient-elles d'un faciès à l'autre et au cours des saisons ? Cette question s'applique également aux autres Arthropodes de la strate herbacée et du sol (Araignées, Opilions, Myriapodes, etc).

Les ordres de Ptérygotes représentés à l'état larvaire et/ou à l'état adulte dans le sol du *Caricetum firmæ* sont au nombre de 9. Les Diptères et les Coléoptères constituent à eux seuls près de 90% du total. Les Papillons sont représentés par quelques chenilles de Microlépidoptères, les Homoptères par des larves et des femelles aptères de Coccidae relativement nombreuses dans le faciès à *Dryas* (des mâles ailés ont été récoltés dans les Barber) et par quelques très rares larves de Cicadellidae, les Hétéroptères comptent quelques larves d'une espèce de Tingidae (*Acalypta nigrina*) surtout localisées dans le faciès à *Sesleria*. Les autres ordres, Orthoptères, Névroptères, Hyménoptères, Thysanoptères, représentent moins de 2% du total.

Les Araignées constituent le groupe d'Arthropodes autre que les Insectes Ptérygotes trouvé le plus fréquemment dans le sol. Il s'agit surtout de très jeunes Lycosidae et d'Erigonidae.

Le tableau 3 montre que les Macroarthropodes sont, comme les Acariens et les Collembolés, plus abondants dans les faciès à *Sesleria* et à *Carex firma*. Par contre, on n'a pas observé chez les larves d'Insectes l'extraordinaire prolifération qui s'est produite chez les Microarthropodes en décembre 1977. Soulignons cependant que les chiffres du tableau 3, tirés des extractions au MacFadyen-Bieri, doivent être considérés avec une grande réserve. En effet, la comparaison avec les autres méthodes montre que, pour les familles extraites à l'aide de cet appareil, les quantités sont de trois à six fois trop faibles. Si l'on tient compte de ce fait, le nombre des larves de Diptères du faciès à *Sesleria* se rapproche des minima énoncés par Healey et Russel-Smith (1970) pour une forêt sur moder-mor en Angleterre (2700 larves de Diptères/m²).

La répartition verticale (fig.1) ne réserve guère de surprises : c'est à nouveau dans les cinq premiers centimètres que l'on trouve la majorité des larves d'Insectes.

Nous avons renoncé à donner ici la liste complète des familles d'Insectes présents à l'état larvaire dans le sol de la Schera. Nous nous contenterons de donner, dans le tableau 4, le nombre de familles

	Total des familles	Trappes Malaise a)	Pièges d'émergence a)	MacFadyen b)	Divers b)
Diptères	27	27	11	7	10
Coléoptères	14	4	2	4	5
Hyménoptères	10	5	5	1	2

Tableau 4. Nombre de familles recensées à ce jour dans le *Caricetum firmæ* par différents modes de piégeage.

a) capture d'adultes seulement.

b) captures de larves et d'adultes.

Parmi les Hyménoptères, les Proctotrupeoidea n'ont pas été séparés jusqu'à la famille.

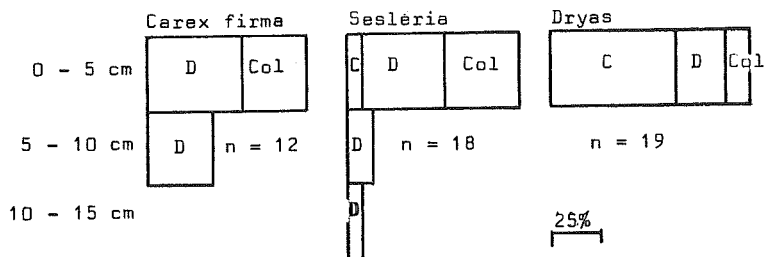


Figure 1. Pourcentages des Coccides, larves et femelles aptères (C), des larves de Diptères (D) et de Coléoptères (Col) en fonction de la profondeur dans trois faciès. Extraction au MacFadyen. 14 juillet 1977.

des trois principaux ordres récoltées par différentes techniques. Outre les renseignements quantitatifs, on peut y trouver la preuve que l'application de plusieurs méthodes de récoltes est nécessaire pour obtenir une image fidèle de la faune de Macroarthropodes dans un milieu donné.

IV CONCLUSION.

La première étape de notre étude apportera les éléments suivants : relevé faunistique des Arthropodes liés au sol dans le Caricetum firmæ, abondance des différentes espèces, leur répartition dans l'espace et dans le temps, la possibilité de caractériser les différents faciès par leur arthrocnéose, une esquisse des conditions de vie de ces organismes dans la pelouse alpine.

Dans l'optique d'une étude fonctionnelle de la biocénose du sol selon la méthode analytique, ces résultats ne constituent qu'un début. Mais ils pourront être immédiatement utiles dans le cas suivant : au cours de ces dernières années, plusieurs organisations internationales ont été alertées par la rapide altération subies par les régions de montagne sous l'effet du tourisme de masse et de la motorisation. Cette inquiétude s'est traduite dans les faits par la mise en oeuvre, dans plusieurs des pays concernés, de programmes de recherche portant sur les sols alpins, considérés comme particulièrement sensibles, dans le but de mesurer l'impact de l'action humaine sur le milieu. Notre projet présente, par rapport à d'autres, l'avantage d'être réalisé dans une réserve naturelle, mise sous protection depuis plusieurs décennies, où les écosystèmes ont eu le temps de reprendre la voie d'une évolution naturelle, constituant de ce fait des écosystèmes-témoins. Les résultats de nos travaux pourront servir de normes de référence pour mesurer, dans d'autres régions comparables, le degré de dégradation des sols alpins soumis à l'action humaine.

V REMERCIEMENTS

Nous désirons remercier particulièrement les responsables des institutions suivantes : Institut d'Entomologie EPF, Zürich; Institut de Botanique de l'Université, Neuchâtel; Musées d'Histoire naturelle de Bâle et de Lausanne; qui fournissent des places de travail et un appui technique aux membres du groupe de recherche.

Nous remercions également le Professeur H. Zoller, le Dr. C. Bader et tous les spécialistes qui ont apporté leurs conseils ou qui se sont chargés de la détermination de certains groupes d'Arthropodes.

VI BIBLIOGRAPHIE

- Bachelier, G. 1963. La vie animale dans les sols. ORSTOM. Paris.
- Bieri, M., Delucchi, V., Lienhard, C. 1978a. Ein abgeänderter MacFadyen-Apparat zur dynamischen Extraktion von Bodenarthropoden. Mitt. Schweiz. Ent. Ges., 51 : 119-132.
- 1978b. Beschreibung von zwei Sonden zur standarisierteren Entnahme von Bodenproben für Untersuchungen an Mikroarthropoden. Ibid, 51 : 327-330.
- Braun-Blanquet, J. et Jenny, H. 1926. Vegetations-Entwicklung und Bodenbildung in der alpinen Stufe der Zentralalpen. Denkschr. Schweiz. Naturf. Ges., 63 : 183-349.
- Cassagnau, P. 1961. Ecologie du sol dans les Pyrénées centrales. Les biocénoses de Collemboles. Hermann. Paris.
- Coineau, Y. 1974. Introduction à l'étude des Microarthropodes du sol. Doin. Paris.
- Duchaufour, P. 1976. Atlas écologique des sols du monde. Masson. Paris.
- Galland, P. 1979. Note sur le Caricetum firmæ du Parc national suisse. Documents phytosociologiques (sous presse).
- Healey, I. N. et Russel-Smith, A. 1970. The extraction of fly larvae from woodland soils. Soil Biol. Biochem., 2 : 119-129.
- Rehder, H. 1976a. Nutrient turnover studies in alpine ecosystems. I. Phytomass and nutrient relations in four Mat communities of the Northern calcareous Alps. Oecologia 22 : 411-423.
- 1976b. Nutrient turnover studies in alpine ecosystems. II Phytomass and nutrient relations in the Caricetum firmæ. Ibid., 23 : 49-62.

Mechanismen des Stofftransportes im Bodenwasser - Versuch einer Systematik

H. Flühler, P. Blaser und Janina Polomski

Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, CH-8903 Birmensdorf

Viele Bodenkundler stossen in ihrer Tätigkeit dann und wann auf Probleme des Stofftransportes im Boden. Transport von im Bodenwasser gelösten Stoffen tangiert zahlreiche grundlegende und anwendungsorientierte Fragen, so z.B. die Ein- und Auswaschung bzw. die Verweildauer von Düngern, Pestiziden, Immissionsstoffen und Salzen. Vorgänge wie die Nährstoffaufnahme durch die Wurzeln oder die Mobilisierung von Nährstoffen aus der Festsubstanz des Bodens, besonders jene der Spurenelemente sind oft transportkontrolliert, das heisst der Zu- und Wegtransport gelöster Stoffe wirkt als Engpass dieser Vorgänge.

Stofftransport im Bodenwasser setzt sich in der Regel aus mehreren aber sehr verschieden gewichtigen Teilprozessen zusammen. In den meisten Fällen dominieren einer oder wenige Teilprozesse den Vorgang des Transportes. Es scheint sinnvoll, sich eine Systematik der gezielten Vernachlässigung zurechtzulegen, denn alle Teilprozesse zu erfassen ist aufwendig und zudem unnötig.

Die Teilprozesse des Stofftransportes lassen sich einerseits in Flüsse und andererseits in Vorgänge unterteilen, die dazu führen, dass die betrachtete Stoffkomponente aus dem Wasser verschwindet oder darin auftaucht (Abb. 1). Letztlich zielen wir darauf, zu verstehen, warum die im Wasser gelöste Stoffkomponente in einem Volumenelement zu- oder abnimmt. Wir wollen also die Konzentrationsänderung im Bodenwasser (dC) erklären können. Bezogen auf das ganze Volumenelement Boden beträgt diese Konzentrationsänderung $\theta \cdot dC$, wobei θ den volumetrischen Wassergehalt bezeichnet. Die Konzentrationsänderung im Volumenelement kommt dadurch zustande, dass die Stoffflüsse, die in das Volumenelement hinein- und hinausfliessen, verschieden gross sind (Abb. 1, oben). Andererseits ändert die Konzentration auch, wenn die Stoffe aus dem Bodenwasser in die feste oder seltener in gasförmige Phase übergehen und umgekehrt, oder wenn die Stoffe zusammen mit anderen Reaktionspartnern eine neue Stoffkomponente bilden oder aus solchen entstehen (Abb. 1, unten).

Die Konzentrationsänderung im Volumenelement ($-\theta \cdot dC$) ergibt sich als Summe der Flussdivergenzen und Quellen/Senken (Gl. 1.1.1, Abb. 1). Der volumetrische Wassergehalt θ ist im Boden nicht einmal angenähert eine Konstante. Das Wasservolumen, auf welches die Stoffmenge bezogen wird, um C bzw. dC auszudrücken, ändert sich zeitlich und örtlich. Den Wassergehalt θ als Konstante zu behandeln ist eine der häufigsten und einschneidendsten Vereinfachungen.

In der Abbildung 2 sind die Teilprozesse des Stofftransportes versuchsweise systematisiert. In der Folge werden die einzelnen Teilprozesse erklärt. An Beispielen wird gezeigt, in welchen Fällen und wie diese vereinfacht beschrieben werden können. Diese Aufzählung umfasst keineswegs das ganze Spektrum möglicher Transportphänomene.

Konvektion (Transport im sich bewegenden Bodenwasser)

Gelöste Stoffe werden in erster Näherung passiv im sich bewegenden Bodenwasser mittransportiert (Stofffluss J_K , Gl. 3.1, Abb. 3). Die Filtergeschwindigkeit q ist durch das Darcy-Gesetz gegeben. Eine Stoffflussdifferenz dJ/dx kommt dadurch zustande, wenn C oder q bzw. C und q ober- und unterhalb des Volumenelementes verschieden sind. In Modellen, in welchen q variiert, wo θ also als zeit- und ortsabhängige Variable aufgefasst wird, betrachtet man die Phänomene des Wasser- und Stofftransportes getrennt. Man beschreibt vorerst die Veränderungen des Wassergehaltes und überlagert dann die damit verbundenen Konzentrationsänderungen. Diese Verknüpfung führt zu erheblichen rechnerischen Komplikationen, was sich in einer umfangreichen Literatur widerspiegelt (vgl. NOVAK et al. 1975).

Der Konvektionsterm (Gl. 3.1) fällt fast immer ins Gewicht. In vielen Fällen, selbstverständlich nicht in allen, kann die Filtergeschwindigkeit q vereinfacht bestimmt werden. Nach Regenfällen, nach Bewässerung oder in Bodentiefen, wo der Einfluss der Wurzeln sich kaum mehr auswirkt, ist der hydraulische Gradient (Klammerausdruck in Gl. 3.1) oft nahezu gleich minus eins. Das Wasser fließt unter diesen Umständen der Gravitation gehorchend in die Tiefe und verlagert die im Wasser mittransportierten Stoffe. In solchen Fällen entspricht die Filtergeschwindigkeit q der Leitfähigkeit $k(\theta)$, welche ihrerseits vom Wassergehalt abhängt (Gl. 3.2). Die Skizze rechts in der Abbildung 3 zeigt für den Fall einer kontinuierlichen Bewässerung, welcher Anteil der Tiefensickerung durch den Gravitationsfluss erklärt wird (JURY et al. 1978). Die Zahlen bedeuten die "leaching fractions" LF . Ist $LF = 0.01$, dann entspricht die Evapotranspiration 99 % der Bewässerungsmenge, bei $LF = 0.10$ ist ET 90 %. Bei $LF = 0.5$, wenn also die Hälfte des infiltrierenden Wassers den Wurzelraum durchsickert, dann führt die Annahme des Gravitationsflusses (Gradient minus eins) zu einem Fehler von weniger als 10 %.

Die Filtergeschwindigkeit q ist nur scheinbar eine Geschwindigkeit (Abb. 4), da der effektive Fliessquerschnitt nur Teil des gesamten Querschnittes des Volumelementes ist. In einer ersten Näherung entspricht der Fliessquerschnitt dem volumetrischen Wassergehalt. Genauer genommen ist er tatsächlich noch kleiner, da ein Teil des Bodenwassers nahezu stagniert (immobiler Wassergehalt θ_{im} , Gl. 4.4) und nur das mobile Wasser (θ_m) am Fliessvorgang beteiligt ist. Die individuellen Wasservolumenelemente und somit die darin gelösten Stoffe bewegen sich mit der Porengeschwindigkeit v (Gl. 4.2 und 4.3).

Dispersion (Durchmischung der kleinsten Wasserpakete)

Die individuellen Wasservolumenelemente bewegen sich nicht alle gleich schnell. In der Abbildung 5 ist die Verteilung der Weglängen dargestellt, über welche die kleinsten Wasserpakete während eines Zeitschrittes transportiert werden. Nehmen wir an, dass am Anfang des Zeitschrittes alle Wasserpakete nur an einer Stelle, x_0 , die Konzentration C_0 aufweisen, dann sehen wir wie dieser anfänglich an einem Ort (x_0) konzentrierte Konzentrationspuls C_0 sich räumlich ausbreitet. Die variablen, mikroskopischen Porengeschwindigkeiten v bewirken, dass sich jene Wasserpakete mit der Konzentration C_0 am Ende des Zeitschrittes an verschiedenen Orten x befinden. Diese Durchmischung nennt man Dispersion. Sie hängt von der Konzentrationsdifferenz in x_0 und vom Dispersionskoeffizienten ab (Gl. 5.1). Wiesen alle Wasserpakete an allen Orten x anfänglich die gleiche Konzentration auf ($dc/dx = 0$), dann würden trotz Durchmischung keine Konzentrationsunterschiede entstehen. Versetzen wir uns als Beobachter in jenes Wasserpaket, das sich mit der mittleren Porengeschwindigkeit \bar{v} (Gl. 5.2) bewegt, dann scheinen einige Wasserpakete nachzuhinken und einige vorauszuweichen. Die Dispersion erschiene uns dann gleichsam als Diffusion der einzelnen Wasserpakete. Der Dispersions- und der Diffusionsterm (Gl. 5.1 und 5.3) sind formal gleich. Beide hängen von der Konzentrationsdifferenz ab und können somit zusammengefasst werden. Der Unterschied liegt in der Bedeutung des Dispersions- und des Diffusionskoeffizienten. Diese beiden Koeffizienten werden in der Regel als scheinbarer Dispersionskoeffizient D_{ap} zusammengefasst, da ihr Einfluss ohnehin nicht zu trennen ist. Der Dispersionskoeffizient, somit auch der scheinbare, hängen von der mittleren Porengeschwindigkeit ab. BIGGAR und NIELSEN (1976) zeigten, dass dieser Koeffizient in natürlich gelagerten Feldeböden um ein Vielfaches grösser ist als die an Bodenproben bestimmten Werte. Die Dispersion dürfte draussen im Felde somit mehr ins Gewicht fallen als man aufgrund von Laborversuchen meinen könnten (Abb. 6). Die im Feld bestimmten Dispersionskoeffizienten erscheinen möglicherweise deshalb grösser, weil der Wert auf der x-Achse unterschätzt wird. Die Porengeschwindigkeiten v waren möglicherweise grösser als angenommen, da der effektiv mobile Wassergehalt wesentlich kleiner sein kann als jener, der in der Rechnung verwendet wurde.

Die wohl häufigste Vereinfachung, nämlich das Weglassen des Dispersionsterms dürfte vor allem im Falle der beweglichen Anionen wie Cl^- und NO_3^- verfehlt sein.

Im stagnierenden Bodenwasser ist die Porengeschwindigkeit v Null. In diesem Falle ist der scheinbare Dispersionskoeffizient mit dem Diffusionskoeffizienten identisch. NYE (1965) zeigt, dass die molekulare Diffusion im Nahbereich der Wurzel eine Rolle spielen kann (Abb. 7). Kleine Diffusionskoeffizienten wie jener von Phosphor bewirkt ein steiles, grosse Diffusionskoeffizienten, wie jener von Chlorid ein relativ flacheres Konzentrationsgefälle rund um die Wurzel. Man nimmt jedoch an, dass die Wasseraufnahme der Wurzeln eine Konvektion verursacht, die für den Nährstofftransport erheblich sein kann, die Nährstoffe also passiv im Transpirationswasser "eingeschleppt" werden.

Senken und Quellen

Dieser Term wird in der Literatur am uneinheitlichsten behandelt, weil sich jede Stoffkomponente verschieden verhält (NOVAK et al. 1975). Verändert sich in einem Volumenelement die im Wasser gelöste Stoffmenge (dC), dann muss sich ein neues Gleichgewicht zwischen C und S einstellen. S ist die Stoffmenge, die im Volumenelement, aber nicht im Wasser enthalten ist.

Das Gleichgewicht kann sich im Vergleich zu Fliessvorgang sehr rasch einstellen (Abb. 8). Das trifft im Falle von Fluor zu. Einer bestimmten Fluormenge in Lösung entspricht dann eine bestimmte adsorbierte Menge Fluor am Bodengerüst (Abb. 9). Allerdings muss man einschränken, dass die Beziehung zwischen S und C für Adsorption und Desorption verschieden sein kann.

Ist der Stofftransport aus der Lösung zum Ort der Adsorption langsam, bzw. der Fliessvorgang zu schnell für die Gleichgewichtseinstellung, dann gilt die Beziehung zwischen S und C (Gl. 8.1) nicht. Die Nischen mit stagnierendem Porenwasser, das am Fliessvorgang nicht beteiligt ist, bilden scheinbare Senken oder Quellen. Die Diffusion einer Stoffkomponente in oder aus dem immobilen Wasser ("anion exclusion") kann mit dem kinetischen Ansatz in Gl. 8.3 beschrieben werden. C^* ist in diesem Falle die Stoffkonzentration im immobilen und C jene im mobilen Wasser.

Produktion oder Konsum, also irreversible Quellen oder Senken werden oft durch "fremde" Variablen gesteuert. Der Abbau von NO_3^- beispielsweise (Denitrifizierung) hängt weitgehend vom Nahrungsangebot für die Mikroorganismen ab. Solange die Konzentration von NO_3^- oder des Energiesubstrates nicht Null sind, läuft dieser Prozess. Die Eisenmobilisation ist ein anderes Beispiel für eine Quelle, die durch "fremde" Variablen gesteuert wird (Abb. 10). Solange es im Bodenwasser noch freie organische Komplexbildner hat, solange gehen organo-metallische Komplexe in Lösung. Die Abhängigkeit zwischen der Fe-

Herauslöserate von der Konzentration der Komplexbildner zeigt eine ähnliche Form wie die Fluoradsorptionsisotherme. In der Tat können beide durch den gleichen mathematischen Ansatz beschrieben werden. Diesen Ansatz nennt man "Langmuir-Adsorptionsisotherme" im Falle der Gleichgewichtsbeziehung. Im Falle des Ungleichgewichts ist es die Michaelis-Menten-Kinetik. Arbeitet man in Systemen mit tiefen Konzentrationen, dann kann man diesen Ansatz durch eine lineare Beziehung vereinfachen. Abbildung 11 zeigt eine Uebersicht über sehr verschiedene Stofftransportprobleme. Es wurde versucht, nur jene Teilprozesse anzukreuzen, die für den betreffenden Vorgang bestimmend sind. Daraus folgt, dass je nach der betrachteten Stoffkomponente bzw. Transportdistanz andere Teilprozesse beachtet werden müssen. Die übliche Lösung, dass man die weniger oft beachteten Teilprozesse vernachlässigt, dürfte bisweilen verfehlt sein.

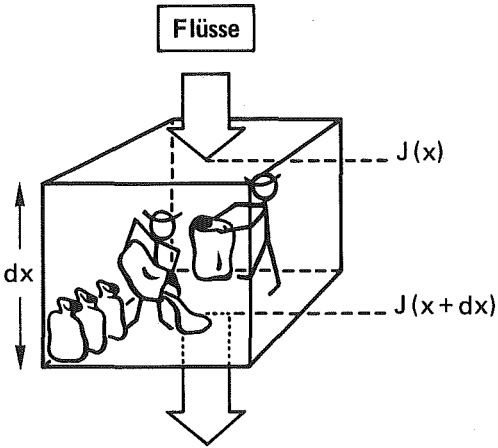
Literatur

- BIGGAR, J.W., NIELSEN, D.R., 1976: Spatial variability of the leaching characteristics of a field soil. Water Resources Res. 12 (1): 78-84.
- JURY, W.A., FLUEHLER, H., STOLZY, L.H., 1977: influence of soil properties, leaching, and plant water uptake on solute concentration distribution. Water Resources Res. 13 (3): 645-650.
- NOVAK, L.T., ADRIANO, D.C., COULMAN, G.A., SHAW, D.B., 1975: Phosphorus movement in soils: Theoretical aspects. J. Environ. Qual. 4 (1): 93-99.
- NYE, P.H., 1966: The effect of the nutrient intensity and buffering power of a soil, and the absorbing power, size and root hairs of a root, on nutrient absorption by diffusion. Plant and Soil 25: 81-105.

Stofftransport

$$-\Theta \cdot dC = \sum_i \frac{dJ_i}{dx} + \sum_j \rho \cdot dS_j \quad (1.1)$$

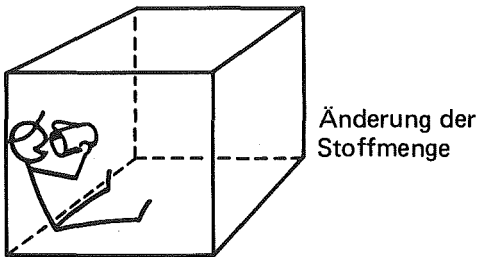
- C Konzentration im Bodenwasser
- S Konzentration in/an der Festsubstanz
- Θ Volumetrischer Wassergehalt
- ρ Scheinbare Dichte
- J_i Stoffflusskomponente



$$-\Theta \cdot dC = \frac{dJ}{dx} \quad (1.2)$$

Änderung der Stoffmenge im Wasser des Volumenelementes infolge Zu- und Wegfluss

Phasenübergang/ Reaktion (Senken/Quellen)



$$-\Theta \cdot dC = +\rho \cdot dS \quad (1.3)$$

im Wasser in oder an der Festsubstanz

des Volumenelementes

Abb. 1

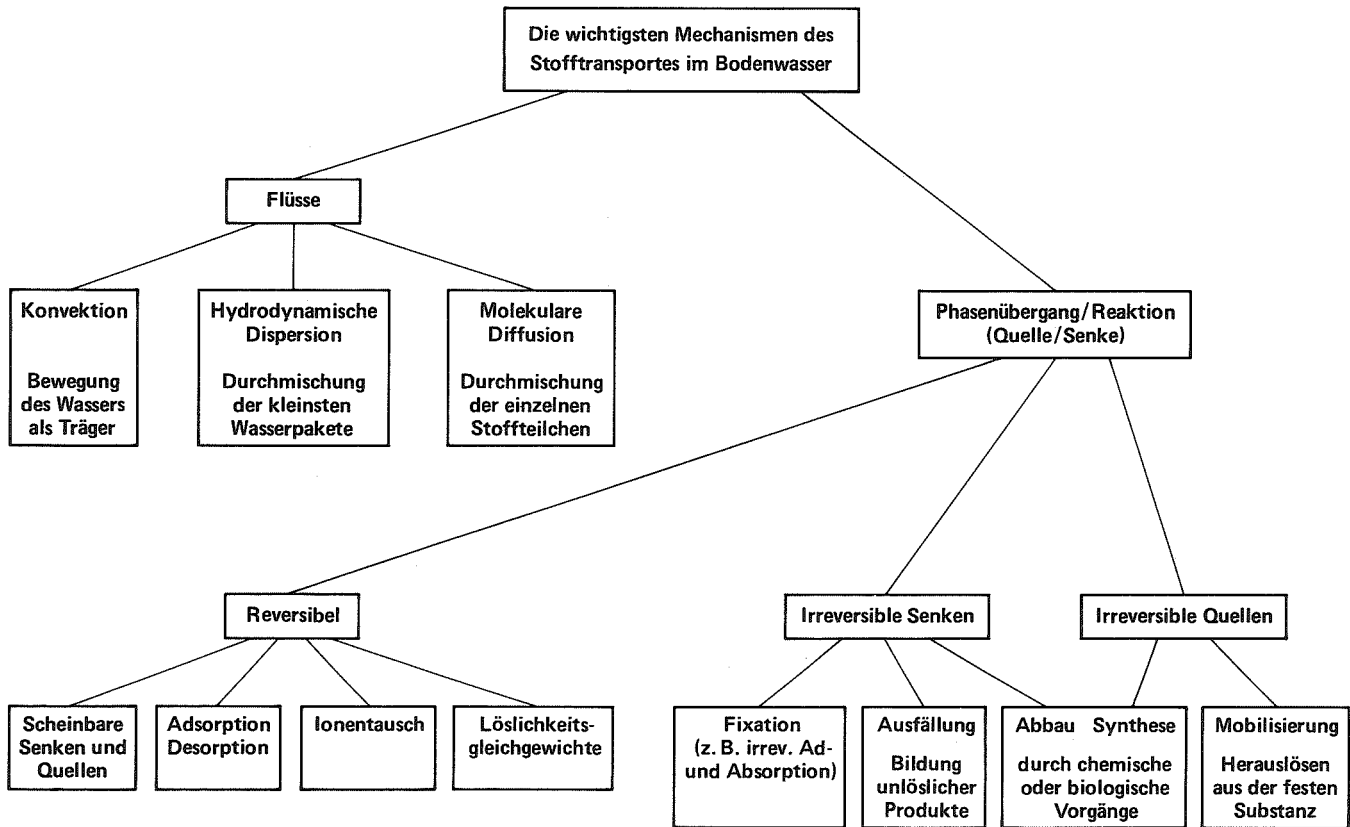


Abb. 2

Konvektion (Filtergeschwindigkeit)

$$J_K = C \cdot q = C \cdot k(\theta) \cdot \left(\frac{d\Psi}{dx} - 1 \right) \quad (3.1)$$

- q Filtergeschwindigkeit
- J_K Stoffflusskomponente (Konvektion)
- Ψ neg. Saugspannung
- k Wasserleitfähigkeit

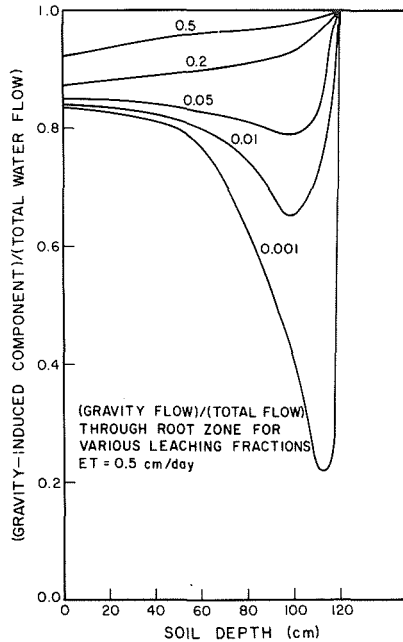
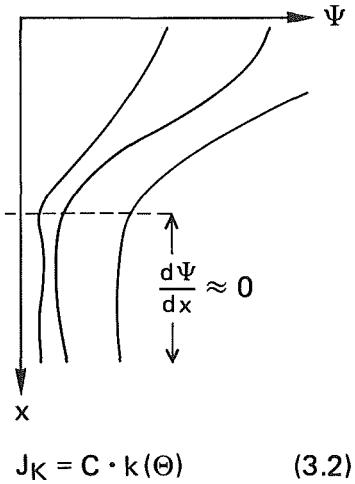


Abb. 3

(aus Jury et al., 1978)

Konvektion (Porengeschwindigkeit)

Gleichung	Begriff	betrachteter Querschnitt
q (4.1)	Filtergeschwindigkeit	gesamter Querschnitt
$v = \frac{q}{\Theta}$ (4.2)	Porengeschwindigkeit	wasserführender Querschnitt
$v = \frac{q}{\Theta_m}$ (4.3)	effektive Porengeschwindigkeit ($m = \text{mobil}$)	wasserleitender Querschnitt
$\Theta_m = \Theta - \Theta_{im}$ (4.4)	mobiler Wassergehalt ($im = \text{immobil}$)	

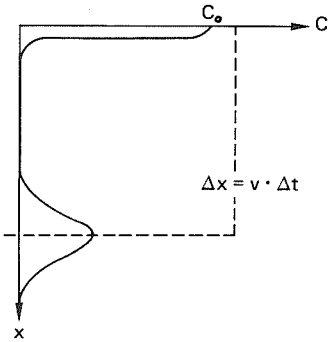


Abb. 4

Quellen/Senken

Gleichgewichte S(C)

Ad- und Desorption
 $S = f(C)$ (8.1)
 z. B. Fluoradsorption

Ungleichgewichte S(t)

Produktion, Konsum von C
 $\frac{dS}{dt} = f(x_1, x_2, \dots)$, wenn $C \neq 0$ (8.2)
 z. B. Fe-Mobilisation

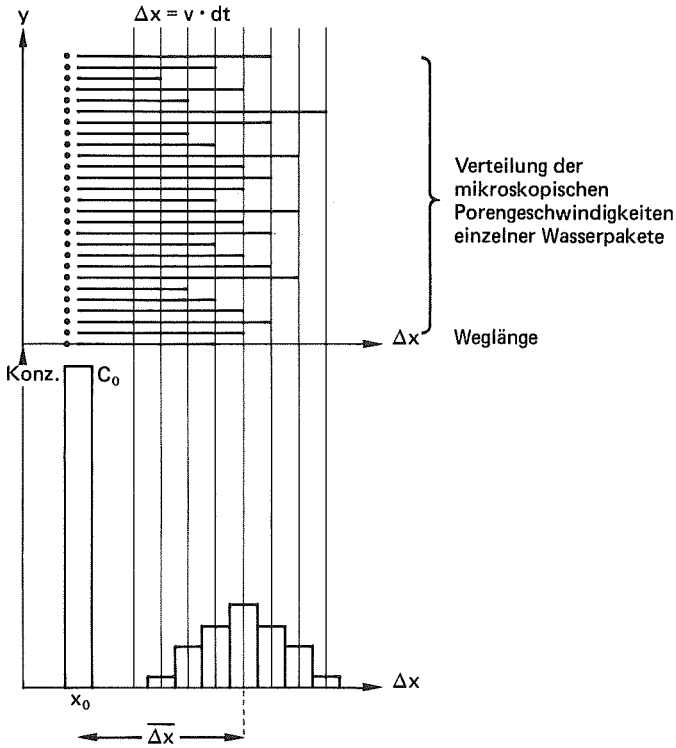
Dynamische Gleichgewichtseinstellung

wenn $v \cdot dt \gg dx$
 $\frac{dC}{dt} = K(C - C^*)$ (8.3)
 wobei $C^* = C(S)$
 z. B. "Anion exclusion"

Abb. 8

Hydrodynamische Dispersion (hd)

$$J_{hd} = -D(v) \cdot \frac{dC}{dx} \quad (5.1)$$



$$\text{Mittlere Poregeschwindigkeit } \bar{v} = \frac{\overline{\Delta x}}{dt} \quad (5.2)$$

Molekulare Diffusion (md)

$$J_{md} = -D(j, H_2O) \cdot \frac{dC}{dx} \quad (5.3)$$

Scheinbare Dispersion (ap)

$$J_{ap} = J_{hd} + J_{md} = - [D(v) + D(j, H_2O)] \cdot \frac{dC}{dx} \quad (5.4)$$

$$J_{ap} = -D_{ap} \cdot \frac{dC}{dx}$$

Abb. 5

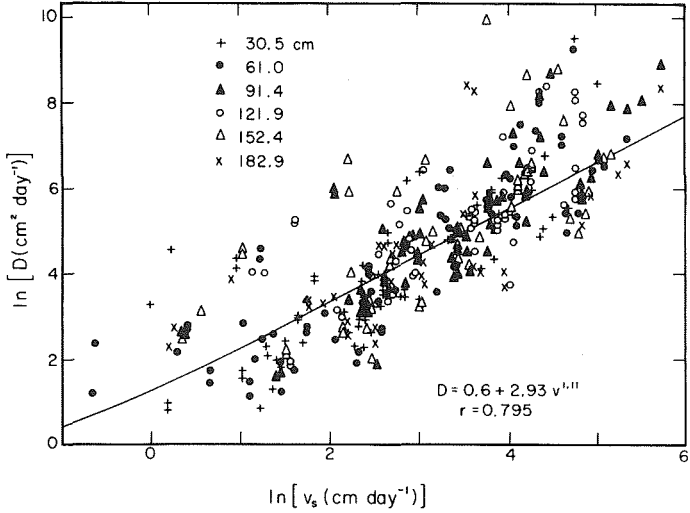


Abb. 6 Im Felde gemessene Dispersionskoeffizienten (D) als Funktion der Poregeschwindigkeiten (v_s) (nach Biggar und Nielsen 1976)

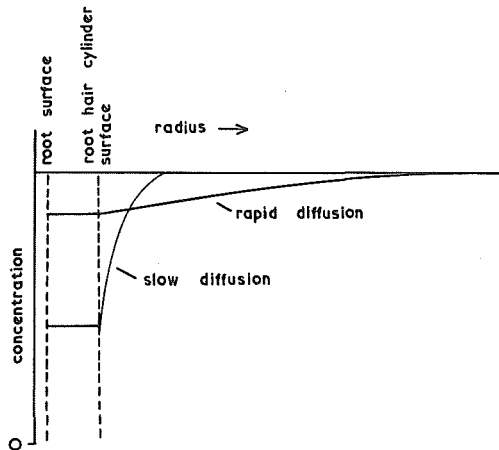


Abb. 7 Konzentrationsgefälle in der Wurzelumgebung (nach Nye 1966)

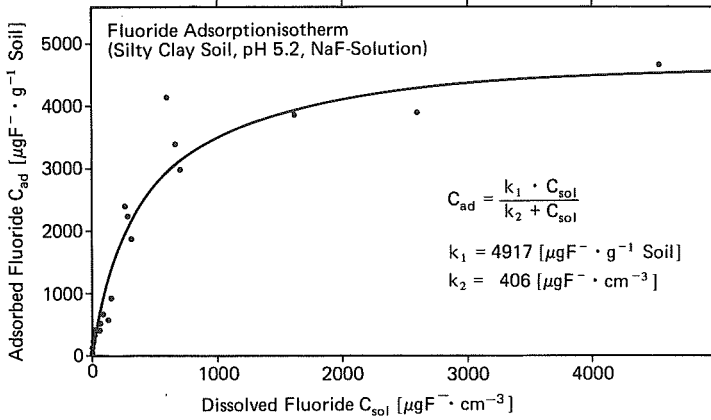


Abb. 9 Fluoradsorption an Liebfeld-sauer (staubiger Ton) (Langmuir-Isotherme)

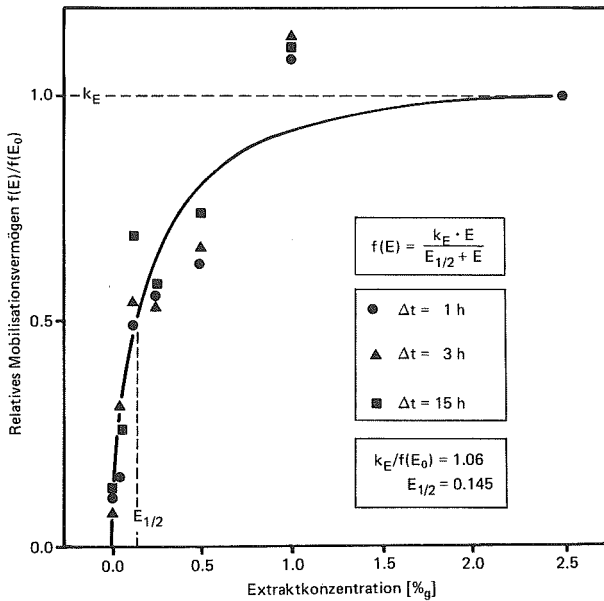


Abbildung 4 Relatives Mobilisationsvermögen $f(E)/f(E_0)$
($E_0 = 2.5\%_g$ Kastanienstreuextrakt).

Abb. 10 Relative Fe-Herauslöserate von organischen Komplexbildnern (Michaelis-Menten-Kinetik)

Übersicht	Cl ⁻ -Transport im Profil	NO ₃ ⁻ -Transport im Profil	F ⁻ -Transport	Na ⁺ , Ca ⁺⁺ -Transport	P-Aufnahme	Fe-Transport	Transport anderer Schwermetalle
Konvektion	X	X	X	X		X	X
Dispersion	X	X					
Diffusion					X		
Scheinbare Q/S	X						
Ad-, Desorption			X		X		X
Ionentausch				X	X		
Löslichkeit			(X)	X	X		(X)
Absorption					X		X
Ausfällung			(X)		X	X	
Abbau		X					
Synthese		X					
Mobilisation						X	

Abb. 11

Verändert Fluor den Boden?

Janina Polomski, H. Flühler und P. Blaser

Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, CH-8903 Birmensdorf

Die in gewissen Immissionsgebieten bedrohliche Fluorbelastung der Umwelt, vor allem aber die besonderen chemischen Eigenschaften des Fluors, führten zu einer umfangreichen Literatur. Die meisten Arbeiten beziehen sich auf die unmittelbaren, akuten, aber kurzfristigen Auswirkungen des Fluors auf die Umwelt. Wesentlich weniger weiss man über die Auswirkungen der chronischen, geringen, aber langfristigen Kontamination der Umwelt (GROTH 1975). Fluorakkumulation im Boden ist eine der möglichen Langzeitwirkungen. In den verhältnismässig wenigen bodenorientierten Fluorarbeiten wird dieses Problem als unwichtig taxiert. Besonders im Falle karbonathaltiger Böden wird Fluor mehrheitlich als "immobil, chemisch inert und biologisch inaktiv bezeichnet (McINTIRE et al. 1955, OELSCHLAEGER 1971, SPECHT 1961). Die Fluorgehalte im Boden und in der Pflanze korrelieren selten (McCLENAHEN 1976). Es ist jedoch denkbar, dass diese Zusammenhänge dadurch verdeckt werden, dass man die Gesamtgehalte des Fluors im Boden anstelle der wasserlöslichen beziehungsweise austauschbaren Komponente betrachtet.

Ziel dieser Arbeit ist, einige der gängigen oben erwähnten, meist unbewiesenen Annahmen zu prüfen und auf gewisse Wirkungen des Fluors im Boden hinzuweisen.

Mobilisierung staubförmiger Fluorverbindungen

Die Mobilisierung und die anschliessende Verlagerung eines Stoffes im Boden hängt sehr eng mit seiner Wasserlöslichkeit zusammen. Im Boden werden hauptsächlich die im Wasser gelösten Elemente transportiert.

Folgender Versuch veranschaulicht, wie verschiedenartige staubförmige Fluorverbindungen mobilisiert werden:

Der oberste Zentimeter von je einer Sandsäule wurde mit NaF, CaF₂, Na₃AlF₆ beziehungsweise fluorhaltigem Föhrennadelpulver (400 ppmF) vermischt. Diese Säulen wurden mit destilliertem Wasser perkoliert. Die ausgewaschene Fluormenge wurde im Eluat mit einer ionenspezifischen Elektrode gemessen und in Prozenten der anfänglich vorhandenen Fluormenge dargestellt (Abb. 1).

Die Mobilisierung der vier verschiedenen staubförmigen Fluorverbindungen variierte ihrer Wasserlöslichkeit entsprechend sehr stark. Nachdem 300 mm Wasser durch die Säulen perkoliert waren, waren im Falle des schwer löslichen CaF₂ nur 3 %, im Falle von NaF über 90 % des anfänglich vorhandenen Fluors ausgewaschen. Aus ökologischer Sicht scheint uns sehr wichtig, wie gut und vollständig Fluor aus biologischem Material mobilisiert werden kann. Die fluorkontaminierte Nadelstreu führt zu einem jährlich wiederkehrenden wasserlöslichen Fluoreintrag in den Boden. SIDHU (1976) hat tatsächlich einen Zusammenhang zwischen dem Gehalt an wasserlöslichem Fluor im Boden und dem Fluoreintrag in Form von kontaminierter Nadelstreu festgestellt.

Mobilität des Fluoridions im Boden

Der Transport der im Bodenwasser gelösten Stoffe wird durch jene Prozesse beeinflusst, welche die Wechselwirkungen zwischen dem Bodengerüst und dem Bodenwasser steuern. Dazu gehören Adsorption, Ausfällung und Austausch. Fallen diese Wechselwirkungen nicht ins Gewicht, dann ist das Transportgut "vollständig mobil". Der Uebergang eines Stoffes von der mobilen in die immobile Phase kann man mit der folgenden Versuchstechnik veranschaulichen:

Eine Sandsäule wurde mit einer 1000-ppm-Cl-Lösung (in Form von NaCl) perkoliert. Die Flussrate betrug 2,0 cm/h. Im Eluat wurde die Cl-Konzentration (C) gemessen und relativ zur Inputkonzentration (C₀) als Durchbruchkonzentration C/C₀ ausgedrückt. Chlorid zeigt nur geringe Wechselwirkungen mit dem Boden, verhält sich also nahezu "ideal mobil" und bietet sich somit als Transporttracer an. Der gleiche Versuch wurde anschliessend mit einer 1000-ppm-F-Lösung (in Form von NaF) durchgeführt. Die Durchbruchkonzentration

C/C_0 wurde als Funktion des Durchflussvolumens dargestellt. Letzteres wird als Anzahl Porenvolumina ausgedrückt. Ein Porenvolumen ist die in der Säule vorhandene Wassermenge.

Der Verlauf der an einer Sandsäule bestimmten Durchbruchskurve für Chlorid und Fluorid ist nahezu deckungsgleich. Das Fluoridion verhält sich in diesem Sand demzufolge völlig mobil (Abb. 2).

Um den Transport des Fluors in natürlichen Böden zu charakterisieren, wurden ähnliche Versuche an folgenden drei Bodenmaterialien durchgeführt (Abb. 3):

- "Liebefeld-sauer", staubiger Ton pH (CaCl₂) 4.2
- Pfywald-Wallis, Rendzina pH (CaCl₂) 7.5
- Weissenstein, Rendzina pH (CaCl₂) 7.5

Die Perkolationslösung enthielt 200 ppm F.

Die Ergebnisse wurden in Form von fünf Durchbruchskurven (Abb. 4) dargestellt.

- Aus der Abweichung zwischen dem Durchbruch von Chlorid und Fluorid ist das Ausmass der Wechselbeziehungen zwischen Boden und Lösung ersichtlich, die man im Begriff "Quelle-Senke" zusammenfassen kann (FLÜHLER 1979).
- Entgegen manchen Literaturangaben (PRINCE 1949, HANSEN 1958, McINTIRE et al. 1951), in welchen Fluor in Karbonatböden seiner starken Adsorption und Ausfällung wegen als immobil angesehen wurde, erwies es sich in unseren Versuchen (Kurve 1 und 2) als sehr mobil.
- Die Verzögerung und die geringere Steigung der Kurven 3 und 4 im Vergleich mit 1 und 2 deuten auf eine erhöhte Adsorption hin, nicht aber auf eine Ausfällung. Würde ein Teil des Transportgutes abgebaut, dann würde sich die Kurve asymptotisch einem Wert $C/C_0 < 1,0$ nähern (FLÜHLER, 1975).

Einmal mobilisiert, kann das Fluor

- durch die Pflanzen aufgenommen werden
- direkt oder indirekt den Chemismus der Bodenmaterialien, die Mikroflora und -fauna des Bodens beeinflussen.

Fluorinduzierte Auswaschung von Metallen und organischer Substanz

Ein weiterer Versuch sollte uns die Auswirkungen des Fluors auf den Boden in Abhängigkeit von der Fluorkonzentration wie auch der Art des Bodens näher charakterisieren.

Je zwei Proben à 50 Gramm Standardboden (Liebefeld-sauer) wurden mit NaF-Lösungen: 0, 50, 200 beziehungsweise 1000 ppm F perkoliert. Die Auswaschung von Eisen, Aluminium, Fluor und organischem Kohlenstoff wurde im Eluat gemessen und relativ zum Gesamtgehalt in der Bodenprobe ausgedrückt.

Derselbe Versuch wurde für drei verschiedene Böden mit 0- und 200-ppm-F-Lösungen durchgeführt (Abb. 3).

Aus den in den Abbildungen 5, 6, 7 dargestellten Ergebnissen ist zu ersehen, dass Fluor in gewissen Böden beträchtliche Mengen von organischem Kohlenstoff, Aluminium wie auch im kleineren Ausmass Eisen zu mobilisieren vermag, wobei Ausmass als auch Verlauf dieses Vorganges konzentrationsabhängig sind. Mit zunehmender Fluorkonzentration wird die Auswaschung verstärkt. Eine erhöhte Fluorkonzentration im Wasser beschleunigt die Gleichgewichtseinstellung zwischen dem zugefügten Fluor und dem Bodengerüst, was dazu führt, dass die Auswaschfront im Ausfluss rascher erscheint.

Die Konsequenzen können für Boden und Pflanze bedeutsam sein:

a) Direkte Aluminiumtoxizität:

Es ist umstritten (BARTLETT et al. 1972, FOY et al. 1964), ob das ausgewaschene Aluminium, das in Form von metallorganischen Komplexen im Bodenwasser vorliegt (HANI 1976), für die Pflanzen verfügbar ist.

Es wurde jedoch beobachtet (HANI 1975, STILWELL et al. 1976), dass steigende Gaben von Fluorid im Boden sowohl steigende Gehalte von Aluminium in der Pflanze als auch Schadsymptome induzierten.

Die Aluminiumresistenz variiert sehr stark. Aluminiumkonzentrationen im Bodenwasser von 50 ppm führen bei *Prunus persica* zu Schadsymptomen (EDWARDS 1976), im Falle von Gerste genügt bereits 1 ppm (FOY et al. 1964). Andere Arten, z.B. Tee können bis zu 20 000 ppm Al akkumulieren

FOY et al. 1978), Pinusarten 100-2000 ppm Al (HUMPHREYS 1964).

Im allgemeinen gelten schon geringe Al-Konzentrationen als toxisch.

b) Wirkung auf Nitrifikation:

LIANG und TABATABEI (1978) haben festgestellt, dass Schwermetalle und auch Aluminium die Nitrifikation bis zu 50 % bremst und somit zu einer Anreicherung von NO_2 im Boden führen kann.

c) Aggregatstabilität:

Die amorphen Fe- und Al-Oxide spielen für die Stabilität der Bodenaggregate besonders in sauren Böden eine grosse Rolle. Die fluorinduzierte Auswaschung führt möglicherweise zu einer Dispergierung des Bodens.

Die Auswaschung von 14 % der organischen Substanz bedeutet einen grossen Verlust für die lösliche, also leicht verfügbare organische Fraktion des Bodens. Diese Zerstörung des Humus wirkt sich auf zahlreiche wichtige, biologische Prozesse im Boden negativ aus. Unter anderem wird das C/N-Verhältnis stark verändert, das sowohl die Stabilität der organischen Substanz als auch das Gleichgewicht zwischen N-Mineralisierung und Immobilisierung massgeblich beeinflusst. Damit wird auch das Gleichgewicht zwischen Abbau und Anlieferung der organischen Substanz gestört.

Zudem werden auch wichtige physikalisch-chemische Eigenschaften des Bodens, wie Struktur, Durchlüftung, Austauschkapazität, pH verändert.

Die beiden Rendzina-Böden waren den Auswaschungsprozessen gegenüber viel resistenter als der saure, humusarme Liebefeld-Boden (Abb. 9). In diesen Böden jedoch war Fluor mobiler (Abb. 4). Die Art und die Eigenschaften des Humus scheinen hier eine wichtige Rolle zu spielen (KONONOWA 1961, SCHNIZER 1956).

Zusammenfassung

1. Die Mobilisierung des Fluors variiert je nach Wasserlöslichkeit seiner Verbindungen sehr stark, wobei die Löslichkeit des an biologischen Material gebundenen Fluors gross ist.
2. Die Mobilität des Fluors ist auch in Karbonatböden wesentlich grösser, als man aufgrund der Literaturangaben annehmen könnte.

Das mobilisierte Fluor kann möglicherweise

- in Richtung Grundwasser ausgewaschen werden
 - durch die Pflanze aufgenommen werden
 - sich negativ auf mikrobiologische Prozesse des Bodens auswirken
 - in andere Verbindungen übergehen.
3. In gewissen sauren, humusarmen Böden kann Fluor eine starke Mobilisierung von Metallen und organischer Substanz hervorrufen. Dies kann Podsolierungsprozesse fördern oder auch zu einer direkten Aluminium-Toxizität führen.

Die Karbonatböden, besonders jene, die reich an Mullhumus sind, verhalten sich diesen Prozessen gegenüber widerstandsfähiger. In solchen Böden ist Fluor jedoch mobiler.

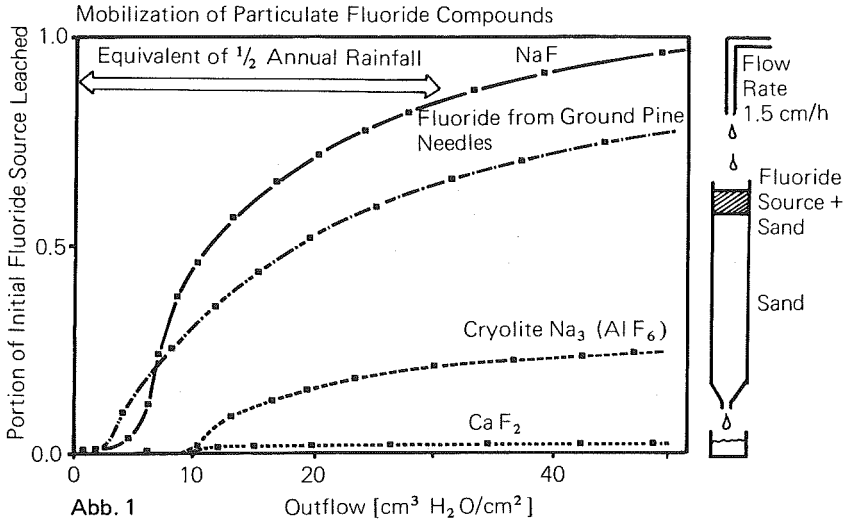
Ein langjähriges Andauern solcher Wirkungen kann die Entwicklung eines Bodens negativ beeinflussen und sie in eine nicht voraussehbare Richtung lenken.

Literatur

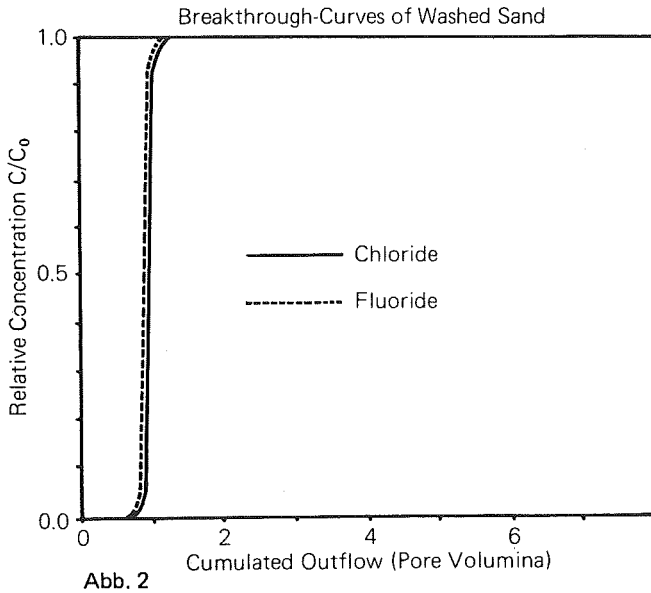
- BARTLETT, R.J., D.C. RIEGO, 1972: Effect of chelation on the toxicity of aluminium. *Plant and soil* 37: 419-423.
- EDWARD, J.H., B.D. HARTON, H.C. KIRKPATRICK, 1976: Aluminium toxicity symptoms in peach seedlings. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 101 (2): 139-142.
- FLÜHLER, H., 1975: Der Transport von Immissionsstoffen im Bodenwasser. *Mitt. Schweiz. Anst. forstl. Vers'wes.* 51 (1): 255-266.
- FOY, C.D., R.L. CHANEY, M.C. WHITE, 1978: The physiology of metal toxicity in plant. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 29: 511-566.
- FOY, C.D., J.C. BROWN, 1964: Toxic factor in acid soil. II. Differential aluminium tolerance of plant species. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 28 (1): 27-32.
- GIESEKING, J.E., 1975: Soil components Vol. 1 Organic components. Springer, Berlin, 683S.
- GROTH, E., 1975: An evaluation of the potential for ecological damage by chronic low-level environmental pollution by fluoride. *Fluorides* 8 (4): 224-240.
- HANSEN, D.E., H.H. WIEBE, W. THORNE, 1958: Air pollution with relation to agronomic crops: VII. Fluoride uptake from soil. *Agron. J.* 50: 565-568.
- HÄNI, H., 1975: Wechselwirkung von Fluorid mit einem mineralischen illithaltigen Boden und Veränderung in den darauf wachsenden Pflanzen. *Schw. Landw. Forschung* 14: 189-201.
- HUMPHREYS, F., R. TRUMAN, 1964: Aluminium and the phosphorus requirements of *Pinus radiata*. *Plant and soil* 20 (1): 131-133.
- LIANG C., M.A. TABATABAI, 1978: Effects of trace elements on nitrification in soil. *J. Environ. Qual.* 7 (2): 291-293.
- McCLENAHEN, J.R., 1976: Distribution of soil fluorides near an airborne fluoride source. *J. Environ. Qual.* 5 (4): 472-475.
- McINTIRE, W.H., W.M. SCHOW, BROOKS ROBINSON, 1955: Behavior of incorporation of potassium and calcium fluorides in a 6-year lysimeter study. *J. Agr. and Food Chem.* 3:772-777.
- McINTIRE, W.H., S.H. WINTERBERG, L.B. CLEMENTS, L.S. JONES, BROOKS ROBINSON, 1951: Effect of fluorine carriers on crops and drainage waters. *Ind. Eng. Chem.* 43: 1797-1799.

- OELSCHLÄGER, W., 1971: Fluoride uptake in soil and its depletion. Fluoride 4 (2): 80-84.
- PRINCE, A.L., F.E. BEAR, E.G. BRENNAN, J.A. LEONE, R.H. DAINES, 1949: Fluorine: its toxicity to plants and its control in soil. Soil Sci. 67: 269-277.
- SIDHU, S.S., 1976: Fluoride levels in air, vegetation and soil in the vicinity of a phosphorus plant. Can. For. Ser. Bi-mon. Res. Notes 32 (6): 29-31.
- SPECHT, R.C., W.H. McINTIRE, 1961: Fixation, leaching and plant uptake of fluorine from additions of certain fluorides in representative sandy soil. Soil. Sci. 92:172-176.
- STILWELL, T.C., T.G. ARSCOTT, 1976: The relationship between fluoride-titratable (reactive) soil aluminium and plant growth. Soil Sci. 125 (1): 28-33.

Auswaschung von staubförmigen Fluorverbindungen

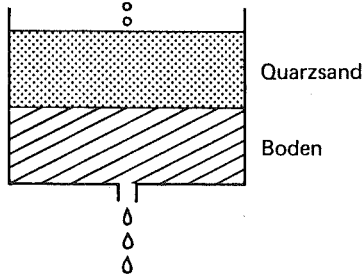


Durchbruchskurven für Fluorid- und Chloridionen



Perkolat $C_0 = 200 \text{ ppm F}^- (\text{NaF})$

Perkolationsgeschwindigkeit = 4 ml/Std.



Ausfluss $C \rightarrow$ relative Konzentration = C/C_0

Abb. 3

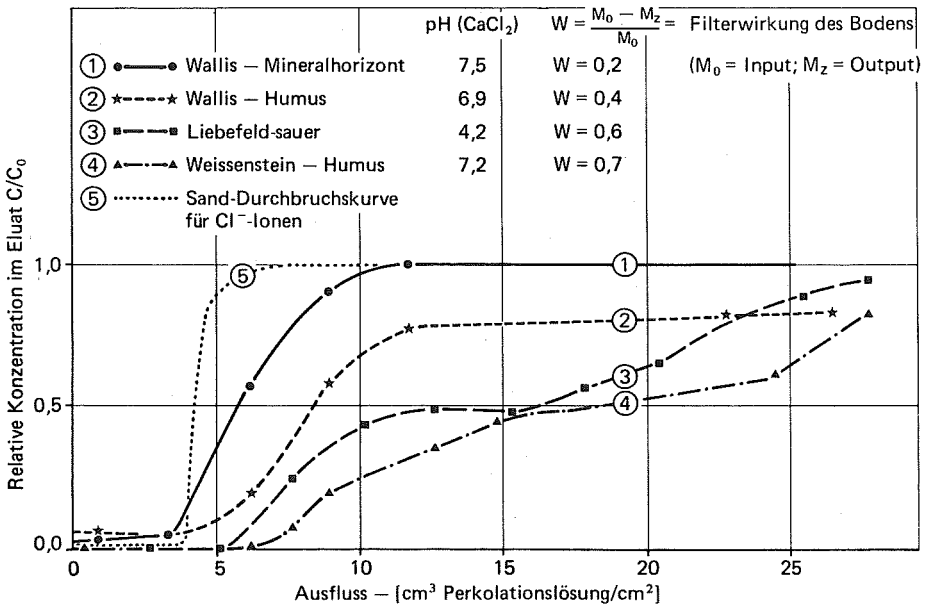


Abb. 4 Mobilität des Fluors in drei Versuchsböden, dargestellt in Form der Durchbruchskurven

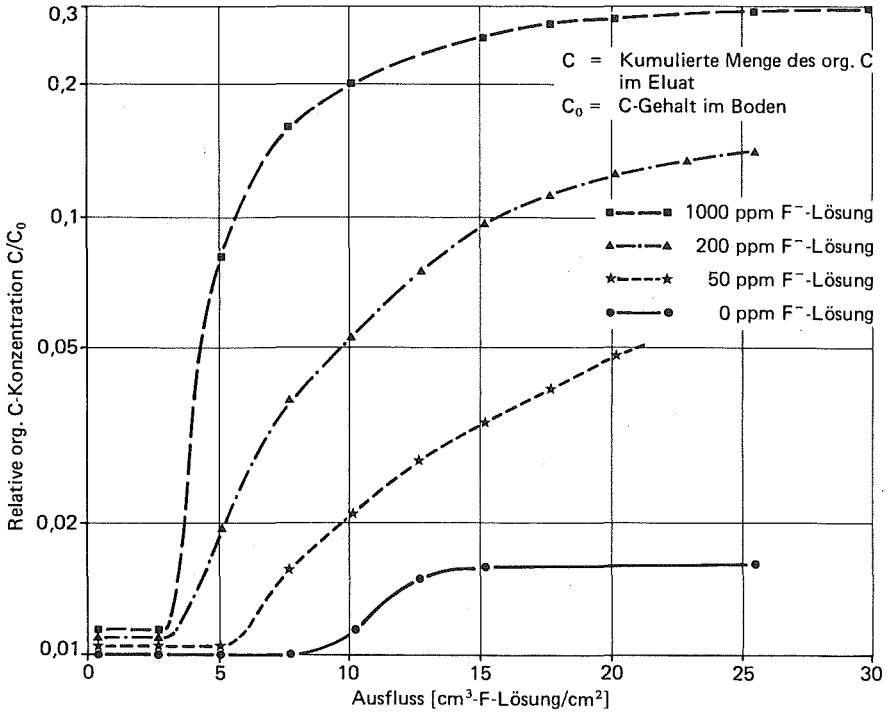


Abb. 5 Kinetik und Ausmass der Corg-Auswaschung aus dem "Liebefeld-sauer"-Boden, unter der Einwirkung der Fluor-Lösung

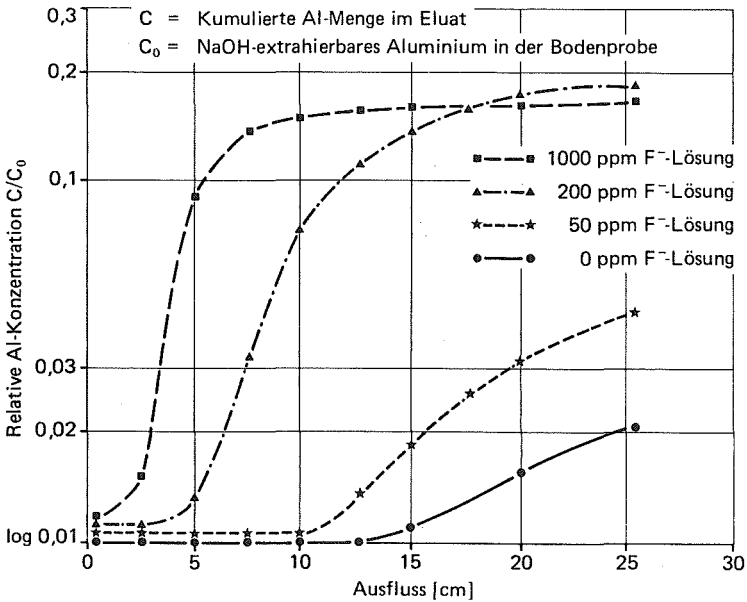


Abb. 6 Kinetik und Ausmass der Al-Auswaschung aus dem "Liebefeld-sauer"-Boden unter der Einwirkung der Fluor-Lösung

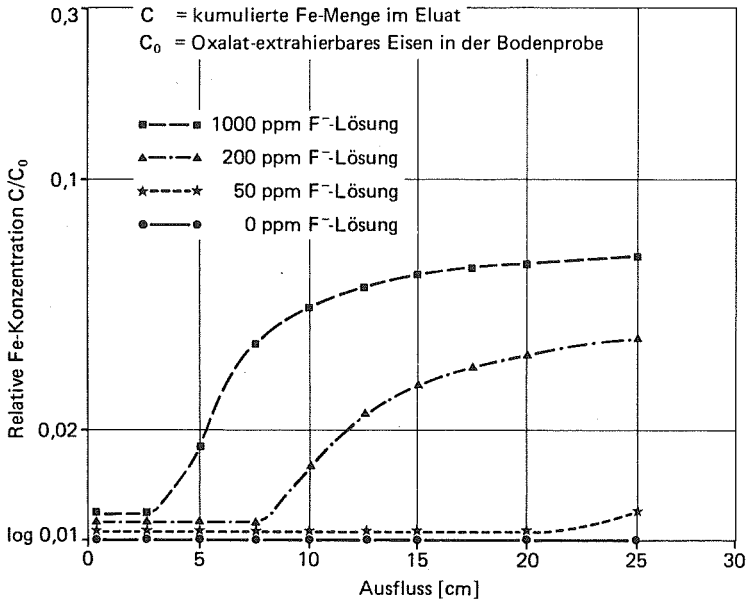


Abb. 7 Kinetik und Ausmass der Fe-Auswaschung aus dem "Liebefeld-sauer"-Boden unter der Einwirkung der Fluor-Lösung

▨ – Liebefeld-saurer

▧ – Pfywald – Wallis

▩ – Weissenstein

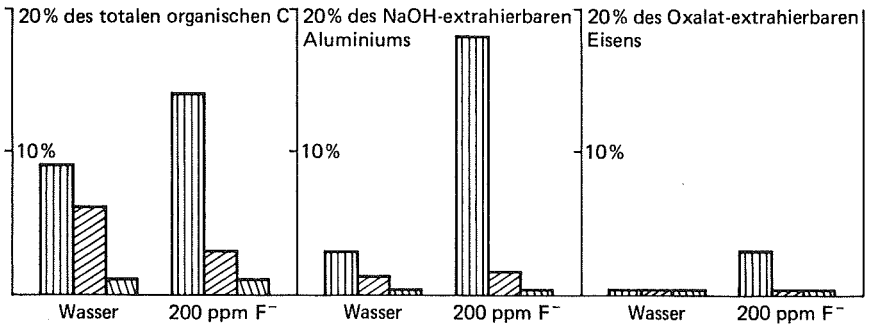


Abb. 8 Auswaschung von Aluminium, Eisen und organischem Kohlenstoff aus drei Versuchsböden, mit 0- und 200-ppm- F^- -Lösung (in % des totalen Gehaltes)

DER STICKSTOFFUMSATZ BEI DER KOMPOSTIERUNG VON STALLMIST

Manfred Meyer, Institut für Lebensmittelwissenschaft ETHZ
Labor für Chemie, Technologie und Bodenkunde

1. Einleitung und Zielsetzung

Unter Kompostierung versteht man die aerobe Zersetzung organischer Stoffe pflanzlicher und tierischer Herkunft durch Lebewesen, besonders Mikroorganismen. Bei der Zersetzung werden die Gewebestrukturen zerstört und die organischen Verbindungen werden abgebaut. Die Abbauprodukte werden von den Lebewesen zum Teil für den Aufbau des eigenen Körpers verwendet, zum Teil werden sie veratmet und dabei völlig mineralisiert. Andere Abbauprodukte werden von den Lebewesen nicht direkt verwertet. Sie reagieren untereinander und bilden neue höhermolekulare Verbindungen, wie sie für die organische Substanz des Bodens, den Humus, kennzeichnend sind. Man nennt diesen Vorgang darum Humifizierung.

Bei der Veratmung der organischen Substanz werden Kohlendioxid und Wasser freigesetzt. Die mikrobielle Tätigkeit erzeugt Wärme. Ein grosser Teil des Wassers geht zu Beginn der Kompostierung gasförmig verloren, wenn die Temperatur im Innern der Kompostmiete hoch ist. Um eine Schädigung der Organismen durch Austrocknung zu vermeiden, muss Wasser zugesetzt werden. Der Kohlendioxidverlust führt zu einer Verengung des C/N-Verhältnisses, weil der Stickstoff grösstenteils im Kompost selbst verwertet wird. Der mit diesen Vorgängen einhergehende Schwund an Volumen und Trockenmasse führt zu einer Verdichtung der Miete. Während der Kompostierung lösen verschiedene Gruppen von Mikroorganismen einander ab, indem die vorhergehende der nachfolgenden geeignete Lebensbedingungen schafft (Nahrung, Temperatur, Feuchtigkeit).

Folgende Eigenschaften des Ausgangsmaterials sind für die Kompostierung von grosser Bedeutung:

1. Packungsdichte
2. Zerteilungsgrad
3. Feuchtigkeitsgehalt

4. Chemische Zusammensetzung, insbesondere
 - a. Nährstoffverhältnis
 - b. C/N-Verhältnis
 - c. Verfügbarkeit des Kohlenstoffs
 - d. Abwesenheit von Stoffen, die für aerobe Organismen toxisch sind
5. Einwanderungsmöglichkeit für Mikroorganismen.

Diese Eigenschaften müssen nach den klimatischen Gegebenheiten des Standorts der Kompostmiete gewichtet werden.

Rinderkot und stroharmer Mist eignen sich schlecht für die Kompostierung. Der hohe Wassergehalt bewirkt eine dichte Struktur, die kaum Luft eindringen lässt. Das enge C/N-Verhältnis und die geringe Stabilität der Stickstoffverbindungen begünstigen flüssige und gasförmige Stickstoffverluste.

Ziel dieser Arbeit ist die Beantwortung folgender Fragen:

1. Unter welchen Bedingungen können Stickstoffverluste während der Kompostierung vermieden werden ?
2. Wie kann die Bildung organisch gebundenen Stickstoffs gefördert werden ? Dabei sollen die Möglichkeiten berücksichtigt werden, die der landwirtschaftlichen Praxis zur Verfügung stehen.

Im reifen Stallmistkompost ist fast der gesamte Stickstoff organisch gebunden. Der organisch gebundene Stickstoff ist als Bakterieneiweiß und zum geringeren Teil in Huminstoffen vorhanden. Er entsteht aus den instabilen Stickstoffverbindungen des Kotes und durch im Kompost lebende, Luftstickstoff-bindende Bakterien (M. Hübelin, Dissertation).

Der Stickstoff steht im Kompost in einem ausgewogenen Verhältnis zu dessen übrigen Inhaltstoffen. Diese dienen den Organismen im Boden und den Pflanzen als langsam fließende, anhaltende Nährstoffquelle. Bei einer der Kultur und der Vegetationsperiode angepassten Anwendung von Mistkompost im Pflanzenbau ist keine Auswaschung von Nährstoffen zu befürchten.

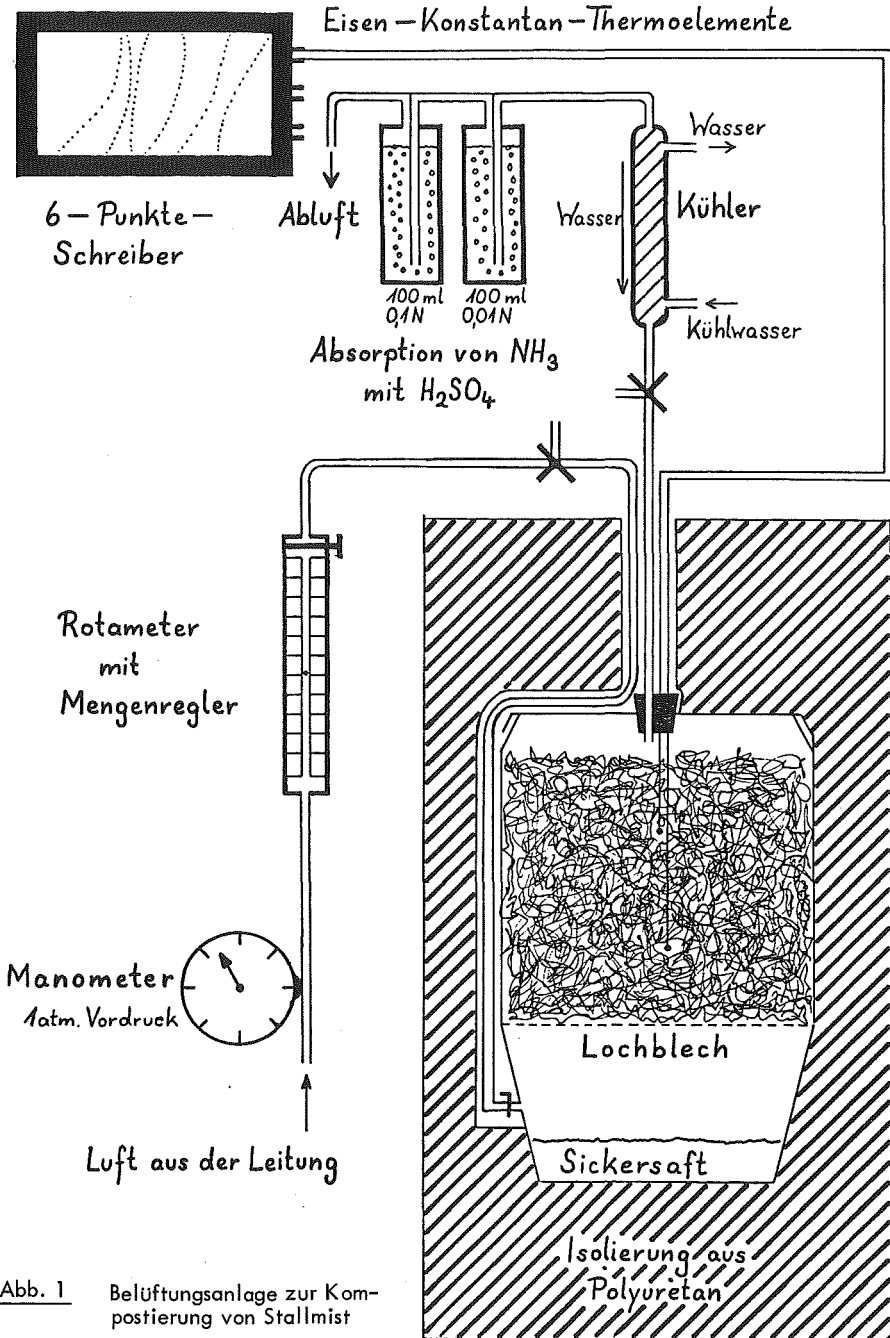


Abb. 1 Belüftungsanlage zur Kompostierung von Stallmist
(Das Fass im Zentrum der Isolierung hat 60 l Inhalt)

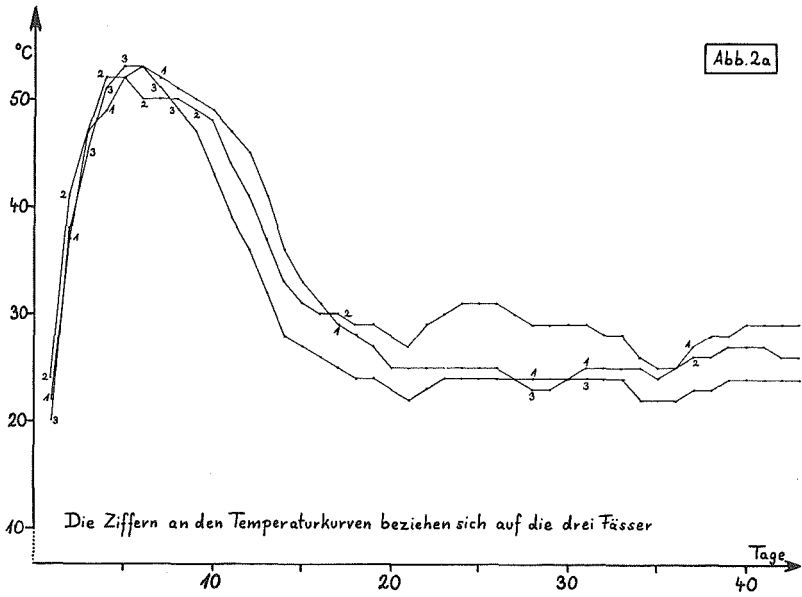
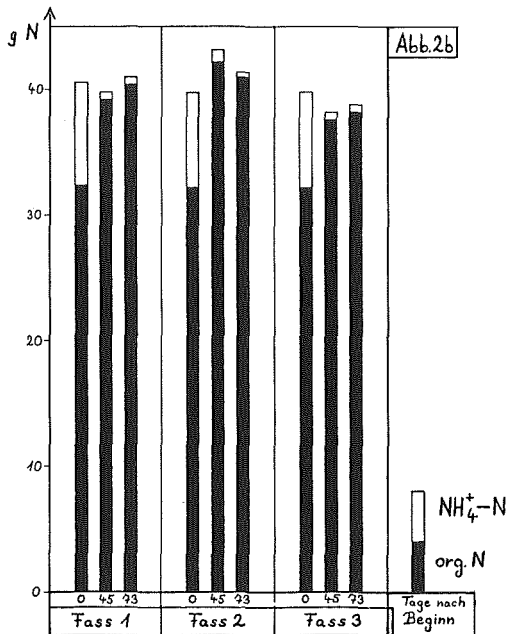


Abb. 2

Kompostierung von Mist und Stroh in Fässern mit einer Luftzufuhr von 10 l/ Stunde.
 Gewichtsverhältnis von Mist: Strohhäcksel = 7 : 1,5

- a) Temperaturentwicklung während der ersten 43 Tage
- b) Absolute Mengen zweier Stickstofffraktionen



2. Eigene Versuche

In sämtlichen Versuchen wurde stroharter Rindermist mit gehäckselttem Stroh (8 cm Länge) vermischt. Das Stroh lockert den Mist auf, sodass er besser durchlüftet wird und dient als Kohlenstoffquelle für die Mikroorganismen. Sein Nachteil ist der Reichtum an schwer abbaubaren Kohlenstoffverbindungen wie Zellulose und Lignin.

2.1. Kompostierung in Fässern

Zur Erfassung gasförmiger Stickstoffverluste wurde das Mist-Stroh-Gemisch in einer geschlossenen, gegen Wärmeverluste isolierten Anlage mit kontrollierter Luftzufuhr kompostiert (Abb. 1). Die Abbildung stellt nur eine von drei parallel geschalteten Anlagen dar.

Im ersten Versuch wurde der Einfluss unterschiedlicher Mengen beigemischten Strohhächselfs auf den Stickstoffumsatz untersucht. Die Zusammensetzung des Ausgangsmaterials ist aus Tab. 1 ersichtlich.

Tab. 1: Kompostierung von Rindermist mit unterschiedlichem Gehalt an Stroh. Kennwerte des Ausgangsmaterials

Variante	Inhalt in kg	% TS	% org. N i.d. TS
wenig Stroh	20,18	22	1,61
viel Stroh	15,13	29	1,32

Die Mischungen wurden während 27 Tagen mit 30 Litern pro Stunde belüftet.

Ergebnisse:

1. Das Temperaturmaximum wurde 4 Tage nach Belüftungsbeginn erreicht. Es betrug beim strohreichen Material 70°C, beim stroharmen 65°C. Der Temperaturabfall erfolgte verhältnismässig rasch: Die Temperatur sank beim strohreichen Material am 14. Tag und beim stroharmen am 13. Tag nach Belüftungsbeginn unter 30°C ab.
2. Oberhalb 55°C traten Ammoniakverluste auf.
3. Der Trockensubstanzverlust während der Belüftung betrug beim strohreichen Material 25, beim stroharmen 18 %.

4. Nach der Belüftung war die strohreiche Mischung im Vergleich zum Beginn wesentlich ärmer an Ammonium, die stroharme enthält hingegen nach der Belüftung etwas mehr Ammonium als vorher.
5. Der Gewinn an organisch gebundenem Stickstoff betrug in der strohreichen Mischung 24, in der stroharmen 6 %.
6. Im Sickersaft war nur eine unbedeutende Menge an Kjeldahl-Stickstoff vorhanden.

Um zu prüfen, ob der Gewinn an organisch gebundenem Stickstoff reproduzierbar ist, wurden in einem zweiten Versuch alle drei Fässer mit einer Mischung gefüllt, die etwas mehr Strohhäcksel enthielt als die strohreiche Variante des ersten Versuchs: Das Gewichtsverhältnis von stroharmem Mist: Strohhäcksel betrug jetzt 7:1,5. Dies entspricht einem C/N-Verhältnis von etwa 39. Die Luftzufuhr wurde auf 10 l/Stunde reduziert, um einen Temperaturanstieg auf über 50°C zu vermeiden. Zur Förderung des Gasaustausches war die Packungsdichte geringer als beim ersten Versuch: Die Fässer erhielten je 8,5 kg der Mischung, was zu einer Dichte von 0,18 g/cm³ führte. Der Temperaturverlauf ist auf Abb. 2a dargestellt.

Ergebnisse:

1. Es waren keine Ammoniakverluste nachweisbar.
2. Der Trockensubstanzverlust während der ersten 45 Tage betrug beim Inhalt der Fässer 1 und 3 35 %, bei jenem von Fass 2 42 %.
3. Der Trockensubstanzverlust betrug während der Reifephase (2.3-5.4.78) im Mittel 10 %.
4. Ammoniak wurde stets in andere Stickstoffformen umgewandelt.
5. Der Gewinn an organisch gebundenem Stickstoff während der ersten 45 Tage beträgt in Fass 1 18, in Fass 2 30 und in Fass 3 14 % (Mittelwert: + 21 %).
6. In der Reifephase verlor der Kompost in Fass 2 einen geringen Teil seines organisch gebundenen Stickstoffs (vermutlich eine Folge der Mineralisierung zu Nitrat).

Nur im 2.Fass war während der Belüftung mehr als 1 l Sickerwasser entstanden. Dieses enthielt nur 140 mg Kjeldahl-Stickstoff. Vom 1. bis 21. Tag wurden im Abstand weniger Tage aus der Abluft aller Komposte Gasproben entnommen, um den Gehalt an nitrosen Gasen zu messen. Die Proben enthielten stets weniger als 2 ppm Stickoxid und 0,4 ppm Stickstoffdioxid.

2.2. Kompostierung in Plastikbehältern ohne künstliche Luftzufuhr

Es sollte geklärt werden, ob auch ohne künstliche Luftzufuhr und ohne Isolierung des Kompostbehälters ein Gewinn an organisch gebundenem Stickstoff möglich ist. Dabei konnte auf den Erfahrungen aufgebaut werden, welche die EAWAG bei der Kompostierung von Müll gemacht hatte. Dort waren Plastikbehälter von 90 l Inhalt und annähernd kubischer Form verwendet worden, die allseitig mit Löchern versehen waren. Der hier beschriebene Versuch zur Kompostierung von Rindermist konnte in den gleichen Behältern in einem Raum bei Zimmertemperatur an der EAWAG durchgeführt werden. Es galt dabei abzuklären, wie die Verfügbarkeit des Kohlenstoffs den Einbau von Stickstoff in stabilere organische Verbindungen beeinflusst. Zu diesem Zweck wurde das bisher in Form von Häcksel beigemischte Stroh zur Hälfte bzw. vollständig durch fein vermahlene Stroh ersetzt. Dieses "Strohmehl" besitzt pro Gewichtseinheit nicht nur eine grössere Oberfläche, sondern auch eine grössere Saugfähigkeit. Je höher der Anteil des Strohmehls an der Mischung war, umso mehr konnte in einen Behälter eingefüllt werden (kleineres Porenvolumen) und umso seltener musste gewässert werden. Während der Kompostierung verschiebt sich das Verhältnis von Oberfläche zu Volumen zugunsten der Oberfläche. Bei kleineren Mengen besteht daher die Gefahr einer zu raschen Abkühlung des Kompostes. Dieser Nachteil wurde ausgeglichen, indem je 2 gefüllte Behälter nach einer gewissen Zeit geleert, der Inhalt gemischt und die Mischung in einem Behälter weiter kompostiert wurde.

Beim Einfüllen wurde die Mischung mässig gepresst. Das Gewichtsverhältnis von stroharmem Mist: Stroh betrug wiederum 7:1,5.

Bei 2 Behältern war das beigemischte Stroh gehäckselt,

bei 2 Behältern bestand das beigemischte Stroh zur Hälfte aus Häcksel und zur Hälfte aus fein vermahlenem Stroh (Länge \leq 5 mm)

bei 2 Behältern wurde ausschliesslich fein vermahlene Stroh beigemischt.

Während der ersten 6 Wochen erhielten alle Behälter die gleiche Wassermenge.

Zu Beginn, anlässlich der Mischung nach 6 Wochen und bei Abbruch des Versuches wurden Proben genommen. Die Messwerte bei Abbruch des Versuches sind Hochrechnungen unter der Voraussetzung, dass sich die Inhaltstoffe nach Entnahme der Proben nach 6 Wochen gleich verändern, wie wenn keine Proben entnommen worden wären.

Ergebnisse (Abb. 3a und 3b)

1. Das erste Temperaturmaximum wurde zwei Tage nach dem Einfüllen des Ausgangsmaterials erreicht. In der Reihenfolge ansteigenden Strohmehlgehaltes wurden 60, 70 und 75°C erreicht. Auffallend war das Auftreten eines zweiten Maximums 14, 12 bzw. 8 Tage nach dem Einfüllen. Bei einem der Behälter mit der Strohmehlmischung trat ein mehrtägiger Wärmestau in Folge verkrusteter Oberfläche auf.
2. Während der ersten 6 Wochen war der Trockensubstanzverlust bei der ausgeglichenen Mischung am grössten.
3. Der Ammoniumgehalt war nach 6 Wochen beträchtlich zurückgegangen, nach 5 Monaten war das Ammonium fast vollständig verschwunden. Die Frage, ob es gasförmig verloren ging oder in andere Stickstoffformen umgewandelt wurde, kann nicht beantwortet werden.
4. Bei allen Varianten war nach 6 Wochen eine Zunahme an organisch gebundenem Stickstoff zu verzeichnen. In der Reihenfolge steigenden Strohmehlanteils war diese Zunahme ausgeprägter. Sie betrug 6,0, 10,3 und 22,6 %. Während der Reifephase war überall ein Verlust an organisch gebundenem Stickstoff aufgetreten, der etwa in der gleichen Grössenordnung wie der vorherige Gewinn liegt.
5. Bei den beiden Mischungen mit Strohhäcksel war vor allem in der Reifephase eine deutliche Zunahme des Gehaltes an Nitrat und Nitrit zu verzeichnen, während diese Stickstofffraktionen bei der Mischung mit ausschliesslich Strohmehl im Laufe der Kompostierung deutlich zurückgingen.
6. Der Stickstoffverlust betrug in der Reihenfolge der Zunahme des Strohmehlanteils 13, 8 und 23 %. Der organisch gebundene Stickstoff blieb überall erhalten.

Während der ersten 6 Wochen entschied die Menge des verfügbaren Kohlenstoffs über das Ausmass der Zunahme an organisch gebundenem Stickstoff. Der Verlust eines Teils dieser Stickstofffraktion während der Reifephase dürfte bei den beiden Mischungen mit Strohhäcksel auf eine Mineralisierung zu Nitrat zurückzuführen sein. Die Mischung ohne Strohhäcksel enthält nach 5 Monaten nur noch sehr wenig Nitrat. Der Verlust an organisch gebundenem Stickstoff ist hier vermutlich die Folge einer Denitrifizierung zu N_2 : Jede Bewässerung während der Reifephase führte in dieser Mischung während einer gewissen Zeit zu Sauerstoffmangel, weil zu wenig gröbere Poren vorhanden waren. Bei Abbruch des Versuches wurden aber nirgends Anzeichen anaerober Umsetzungen beobachtet.

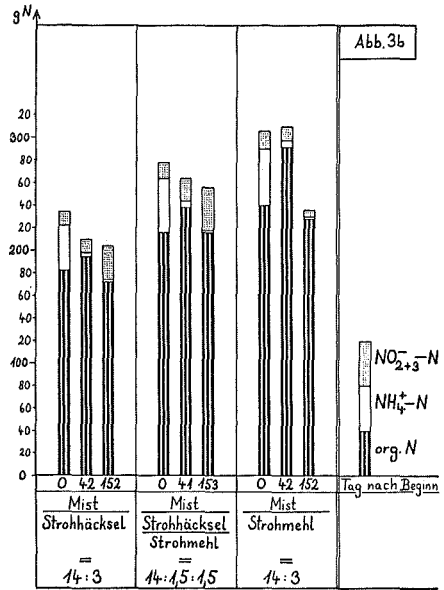
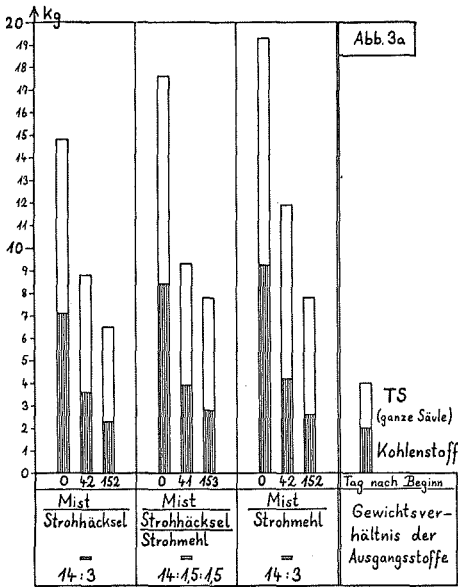


Abb. 3 Kompostierung von Mist und Stroh in 90 l-Plastikbehältern bei konstanter Aussentemperatur

- Trockensubstanz- und Kohlenstoffverlust
- Absolute Mengen der wichtigsten Stickstofffraktionen

2.3. Kompostierung im Freien

Das Gemisch aus stroharmem Mist und Strohhäcksel wurde in ein 400 l-Fass eingestampft, das darauf umgekehrt und entfernt wurde. Auf diese Weise konnten beliebig viele Zylinder von gleichem Volumen, gleichem Gewicht und gleicher Form hergestellt werden (Abb. 4). Zur Herstellung einer homogenen Mischung diente ein Futtermischwagen, der von der Forschungsanstalt Tänikon freundlicherweise zur Verfügung gestellt wurde. Die Versuche sollen folgende Fragen beantworten:

- Wie wirkt sich das Verfahren (Mischung und erneutes Aufsetzen) auf die Stickstoffbilanz aus ?
- Wie weit kann der Strohzusatz vermindert werden, ohne dass erhebliche Stickstoffverluste eintreten ?
- Welchen Einfluss hat die Beimischung von Erde auf die Kompostierung ?

Abschliessend seien wichtige Vorteile der Kompostierung des Stallmistes kurz zusammengestellt:

1. Beim Kompost ist fast der gesamte Stickstoff organisch gebunden. Er dient den Bodenlebewesen und den Pflanzen als langsam fließende, anhaltende Nährstoffquelle.
2. Während der Kompostierung findet eine Humifizierung statt.
3. Der Anteil an niedermolekularen Stickstoffverbindungen, die gasförmig verloren gehen oder der Auswaschung unterliegen könnten, ist gering.
4. Kompost enthält keine toxischen Stoffe.
5. Als angenehme Nebenerscheinung sei schliesslich das Verschwinden lästiger Grüche erwähnt.

Mit dieser Arbeit soll die Bedeutung des Stroh für die Erhaltung bzw. Vermehrung der organischen Stickstoffverbindungen im Kompost gezeigt werden. Der bei der Tierhaltung anfallende Ueberschuss an instabilen Stickstoffverbindungen in Form von Kot und Harn bedarf der grösstmöglichen Zufuhr kohlenstoffreicher Stoffe, um Stickstoffverluste zu reduzieren. Der Landwirt sollte daher soviel Stroh als möglich im Stall verwenden, weil es dort den grössten Nutzeffekt bietet. In diesem Zusammenhang wäre es lohnend, den Einsatz von Stroh in der Tierhaltung auch in betriebs- und arbeitswirtschaftlicher Hinsicht neu zu überdenken.



Abb. 4 Kompostierung im Freien

DIE WIRKUNG VON KLÄRSCHLAMM UND MÜLLKOMPOST AUF PFLANZEN, BODEN UND SICKERWASSER IN EINEM LYSIMETER-VERSUCH

von Otto J. FURRER

Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene,
3097 Liebefeld-Bern (Direktor: Dr.E.Bovay)

1. EINLEITUNG

Die Verwertung von Klärschlamm und Müllkompost ist ein aktiver Beitrag der Landwirtschaft für den Umweltschutz. Eine fachgerechte Verwertung erfordert eine Anpassung der Ausbringmengen an die Bedürfnisse der Kulturpflanzen, an die Bodenverhältnisse und an die Erfordernisse des Umweltschutzes. Bestrebungen, die Abfallstoffe mit extremen Applikationsmengen bequem loszuwerden, sie also lediglich zu beseitigen, ist im Interesse eines gesunden Bodens und einer wenig belasteten Umwelt entgegenzutreten. Der vorliegende Lysimeter-Versuch zeigt die Auswirkungen steigender Gaben an Klärschlamm und Müllkompost auf Pflanzen, Boden und Sickerwasser.

2. METHODEN, VERSUCHSANORDNUNG

Lysimeter: Durchmesser 80 cm, Fläche 0,5 m², Tiefe 90 cm.

<u>Boden:</u>	<u>Tiefe</u>	<u>0 - 25 cm</u>	<u>25 - 90 cm</u>
	pH(H ₂ O)	6,2	6,4
	Ton : <2 µm	18 %	16 %
	Schluff: 2-50 µm	43 %	42 %
	Sand : 50-2000 µm	39 %	42 %
	Porenvolumen	52 %	48 %
	C-Gehalt	2,4 %	1,1 %
	N-Gehalt	0,23%	0,11%

Düngungsverfahren (Menge pro Jahr):

0	= Kontrolle, ungedüngt	
Min	= Mineralische Volldüngung	(N-P-K: 250-50-300 kg/ha)
KS-4	= Klärschlamm: 4 t TS/ha	(N-P-K: 236-91- 15 kg/ha)
KS-8	= Klärschlamm: 8 t TS/ha	(N-P-K: 471-182-31 kg/ha)
KS-12	= Klärschlamm:12 t TS/ha	(N-P-K: 707-273-46 kg/ha)
MK-8	= Müllkompost: 8 t TS/ha	(N-P-K: 56-17 -10 kg/ha)
MK-16	= Müllkompost:16 t TS/ha	(N-P-K: 113-34 -21 kg/ha)
MK-24	= Müllkompost:24 t TS/ha	(N-P-K: 169-52 -31 kg/ha)

Bepflanzung: Gräsermischung. Die Verfahren 0, Min und MK-16 liefen zusätzlich ohne Bepflanzung.

3. VERSUCHSERGEBNISSE

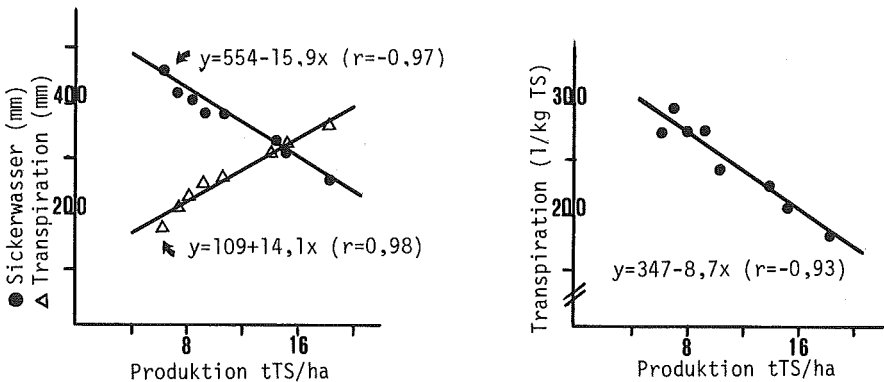
31. Pflanzenertrag und Sickerwassermengen

Die Graserträge stiegen mit zunehmender Düngung (Tab.1), wobei Müllkompost jedoch eine sehr schwache Wirkung aufwies. Mit steigendem Ertrag nahm die Sickerwassermenge ab und die Evapotranspiration zu. Je kg TS-Produktion (Abb.1) wurden bei hohen Erträgen 200, bei niedrigen 300 Liter Wasser transpiriert (Annahme: gleiche Evaporation in allen Lysimetern).

Tab.1: Graserträge (tTS/ha), Sickerwassermenge (mm), Transpiration und Evapotranspiration (mm und Liter je kg TS-Produktion) im Mittel der Jahre 1974 und 1975. Niederschlagsmenge: 986 mm Jahresmittel.

Verfahren	Ertrag tTS/ha	Sickerw. mm	Evapotranspiration		Transpiration	
			mm	l/kg TS	mm	l/kg TS
0	6,4	459	527	825	176	275
Min	15,3	313	313	673	322	210
KS-4	10,8	375	611	568	260	240
KS-8	14,4	316	670	477	219	228
KS-12	18,4	272	714	363	363	185
MK-8	8,4	402	584	699	233	277
MK-16	7,4	416	570	772	219	296
MK-24	9,0	381	605	674	254	282
0	-	632	354	-	-	-
Min	-	633	353	-	-	-
MK-16	-	639	347	-	-	-

Abb.1: Durchschnittliche jährliche Menge (mm) an Sickerwasser und transpiriertem Wasser (A) sowie Transpirationsmenge (Liter) je kg TS-Produktion (B) bei unterschiedlichem Grasertrag.



32. Nährstoffgehalte im Gras

In Tab.2 sind die Resultate der Grasanalysen für die verschiedenen Düngungsvarianten als Mittelwerte der Jahre 1974 und 1975 zusammengestellt. Der N-Gehalt wurde durch die N-Düngung deutlich erhöht. Der P-Gehalt war schon in der Kontrolle ohne Düngung sehr hoch, was auf den hohen P-Vorrat des Bodens bei bescheidenem N-Angebot zurückzuführen ist.

Tab.2: Mittlere (1974/75) Nährstoffgehalte (g/kg TS) der Grasproben aus den verschiedenen Düngungsvarianten.

Verfahren	N	P	K	Na	Ca	Mg	Cl
0	19,4	5,6	27,9	0,1	7,3	3,1	2,0
Min	19,4	3,6	34,8	0,1	5,4	2,6	17,0
KS-4	20,3	4,9	24,8	0,6	7,7	3,4	2,3
KS-8	20,3	4,5	20,0	1,9	7,7	3,5	2,1
KS-12	22,3	3,9	17,7	2,5	7,5	3,2	2,2
MK-8	21,2	4,6	25,7	0,3	9,8	3,0	4,5
MK-16	18,8	4,7	24,2	0,6	6,8	3,0	7,5
MK-24	21,8	4,5	24,4	0,7	8,6	3,0	8,7

Trotz der hohen P-Zufuhr mit Klärschlamm war mit steigenden Gaben (steigender Ertrag) ein Rückgang des P-Gehaltes im Gras festzustellen. Da in den Verfahren mit Klärschlamm das Kalium nicht ergänzt wurde, sank der K-Gehalt mit steigenden Schlammgaben auf sehr tiefe Werte, besonders im letzten Jahr. Je tiefer der K-Gehalt sank, umso höher stieg der Na-Gehalt, bis auf das 25-fache der Variante mit mineralischer Düngung. Letztere fällt auf durch den hohen Cl-Gehalt.

33. Nährstoffgehalt im Sickerwasser

Stickstoff wurde praktisch nur in Form von Nitrat ausgewaschen. Alle bepflanzten Verfahren bewirkten sehr niedrige N-Gehalte (< 0,5 mg/l) im Sickerwasser. Dagegen wurden bei den unbepflanzten Lysimetern extrem hohe (> 15 mg/l) N-Gehalte gefunden, auch bei der Variante ohne jegliche Düngung. Bei den bewachsenen Lysimetern waren ausgeprägte jahreszeitliche Schwankungen zu beobachten. Die Sommermonate blieben ohne Sickerwasser. Im ersten Sickerwasser im Spätherbst - Winter trat ein Maximum an N-Konzentration auf. Gegen das Frühjahr hin sank dann der N-Gehalt im Sickerwasser zusehens ab, umso stärker, je höher die Winterniederschläge waren.

Phosphor wurde sehr wenig ausgewaschen (Größenordnung: 300 g P/ha in bepflanzten, 500 g P/ha in unbepflanzten, 600 g P/ha in Niederschlägen). Die Düngungsintensität zeigte keine Auswirkung auf die P-Auswaschung.

Die Chloridgehalte des Sickerwassers sind bei Mineraldüngung stark erhöht, besonders bei der unbepflanzten Variante.

Tab.3: Nährstoffgehalte im Sickerwasser in Abhängigkeit von Düngung und Bepflanzung sowie im Niederschlagswasser. Gehalte je Liter im Mittel der Jahre 1974+75.

Bepflanzung	N	P	K	Na	Ca	Mg	Cl
Verfahren	mg	µg	mg	mg	mg	mg	mg
Gras: 0	0,1	92	1,6	3,5	25	2,0	3,6
Min	0,3	89	1,7	5,5	70	3,6	14,8
KS-4	0,3	95	0,5	3,0	26	1,4	2,5
KS-8	0,1	85	0,4	2,2	24	1,3	1,6
KS-12	0,3	84	0,4	2,0	27	1,4	1,9
MK-8	0,4	75	1,0	3,4	35	2,0	1,9
MK-16	0,1	81	1,1	3,7	32	1,8	2,2
MK-24	0,1	75	0,9	3,9	31	1,8	1,8
Brache:0	18,5	82	1,2	2,9	42	2,2	2,4
Min	33,3	81	1,3	3,3	86	3,8	43,9
MK-16	16,4	75	1,8	4,1	72	3,8	9,3
Niederschläge:	2,2	61	0,6	0,9	3	0,2	1,5

34. Nährstoffbilanzen

Tab.4: N-Bilanz des Bodens: Import durch Dünger und Niederschläge (NS), Export durch Pflanzen und Sickerwasser (SW) sowie Bilanz (kg N/ha im Mittel der Jahre 1974+75).

Bepflanzung	Import		Export		Bilanz
	Dünger	NS	Pflanze	SW	
Gras: 0	0	22	124	0,5	-102
Min	250	22	297	0,8	- 26
KS-4	236	22	219	1,0	+ 38
KS-8	471	22	292	0,3	+201
KS-12	707	22	410	0,8	+318
MK-8	56	22	178	1,6	-102
MK-16	113	22	139	0,4	- 4
MK-24	169	22	196	0,4	- 5
Brache:0	0	22	-	117	- 95
Min	250	22	-	211	+ 61
MK-16	113	22	-	104	+ 31

Die "N-Bilanz" entspricht nicht einem tatsächlichen N-Gewinn oder N-Verlust des Bodens. Verluste durch Denitrifikation und Ammoniakverflüchtigung sowie Gewinne durch N-Fixierung wurden nicht gemessen. Ueber den N-Gehalt in der Wurzelmasse können ebenfalls keine Angaben gemacht werden. Die ungedüngten Verfahren zeigen, dass der Boden durch Mineralisierung rund 100 kg N lieferte. Bei der bepflanzten Lysimetern wurde sehr wenig (ca.1 kg/ha) Stickstoff ausgewaschen. Dagegen waren die N-Verluste der unbepflanzten Lysimeter sehr hoch (100 bis 200 kg N/ha).

Tab.5: P-Bilanz des Bodens: Import durch Dünger und Niederschläge (NS), Export durch Pflanzen und Sickerwasser (SW) sowie Bilanz (kg P/ha im Mittel der Jahre 1974+75).

Bepflanzung Verfahren	Import		Export		Bilanz
	Dünger	NS	Pflanze	SW	
Gras: 0	0	0,6	36	0,4	- 36
Min	50	0,6	55	0,3	- 5
KS-4	91	0,6	53	0,3	+ 38
KS-8	182	0,6	65	0,3	+117
KS-12	273	0,6	72	0,3	+201
MK-8	17	0,6	39	0,3	- 22
MK-16	34	0,6	35	0,3	- 1
MK-24	52	0,6	40	0,3	+ 12
Brache:0	0	0,6	-	0,5	-
Min	50	0,6	-	0,5	+ 50
MK-16	34	0,6	-	0,5	+ 34

Die Zufuhr von P durch die Niederschläge übertraf in allen Fällen die P-Verluste durch Auswaschung. Die hohen P-Gaben mit Klärschlamm bewirkten keine entsprechende Steigerung der P-Entzüge durch die Pflanzen. So ergaben sich recht beträchtliche positive P-Bilanzen, was zu einer messbaren P-Anreicherung im Boden führte (vgl. Kp.35).

Auffallend sind die durchwegs negativen K-Bilanzen in den bepflanzten Varianten, auch bei einer mineralischen Düngung von 300 kg K/ha jährlich. Es wurden also beträchtliche K-Mengen aus dem Vorrat des Bodens geschöpft, obwohl dessen K-Versorgung als mässig bis arm zu bezeichnen war. Im Verfahren "KS-12" mit der negativen K-Bilanz sank der in CO₂-Wasser lösliche K₂O-Gehalt von 1,1 mg K₂O/100 g Boden auf 0,4 mg, während er in der unbepflanzten Variante "Min" mit einer stark positiven K-Bilanz auf 4,2 mg stieg.

Tab.6: K-Bilanz des Bodens: Import durch Dünger und Niederschläge (NS), Export durch Pflanzen und Sickerwasser (SW) sowie Bilanzen (kg K/ha im Mittel der Jahre 1974+75).

Bepflanzung		Import		Export		Bilanz
Verfahren		Dünger	NS	Pflanze	SW	
Gras:	0	0	6	179	7	-180
	Min	300	6	532	5	-231
	KS-4	15	6	268	2	-249
	KS-8	31	6	288	1	-252
	KS-12	46	6	326	1	-275
	MK-8	10	6	216	4	-204
	MK-16	21	6	179	5	-157
	MK-24	31	6	220	4	-187
	Brache:	0	0	6	-	8
	Min	300	6	-	8	+298
	MK-16	21	6	-	12	+ 15

Tab.7: Ca-Bilanz des Bodens: Import durch Dünger und Niederschläge (NS), Export durch Pflanzen und Sickerwasser (SW) sowie Bilanzen (kg Ca/ha im Mittel der Jahre 1974+75).

Bepflanzung		Import		Export		Bilanz
Verfahren		Dünger	NS	Pflanze	SW	
Gras:	0	0	27	47	116	-136
	Min	0	27	83	219	-275
	KS-4	344	27	83	99	+189
	KS-8	688	27	111	76	+528
	KS-12	1033	27	138	74	+848
	MK-8	182	27	82	142	- 15
	MK-16	364	27	50	132	+209
	MK-24	547	27	77	120	+377
	Brache:	0	0	27	-	264
	Min	0	27	-	545	-518
	MK-16	364	27	-	462	- 71

Mit Klärschlamm werden beträchtliche Ca-Mengen auf den Boden ausgebracht, was zu positiven Ca-Bilanzen (Tab.7) führt. Andererseits steigert die Mineraldüngung die Ca-Auswaschung, besonders bei der unbepflanzten Variante, wo die Pflanzen das mit dem Dünger verabreichte Chlorid nicht aufnehmen (vgl.Tab.8). Es ist eine deutlich positive Beziehung zwischen Ca- und Cl-Auswaschung festzustellen.

Tab.8: Cl-Bilanz des Bodens: Import durch Dünger und Niederschläge (NS), Export durch Pflanzen und Sickerwasser (SW) sowie Bilanzen (kg Cl/ha im Mittel der Jahre 1974+75).

Bepflanzung	Verfahren	Import		Export		Bilanz
		Dünger	NS	Pflanze	SW	
Gras:	0	0	15	13	17	- 15
	Min	272	15	260	46	- 19
	KS-4	9	15	25	9	- 10
	KS-8	17	15	30	5	- 3
	KS-12	26	15	40	5	- 4
	MK-8	22	15	38	8	- 9
	MK-16	44	15	55	9	- 5
	MK-24	67	15	78	7	- 3
Brache:	0	0	15	-	15	-
	Min	272	15	-	278	+ 9
	MK-16	44	15	-	59	-

Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse kann gesagt werden, dass alles Chlorid, das im Dünger verabreicht und nicht durch die Pflanzen aufgenommen wird, versickert. Die Cl-Bilanz (Tab.8) ist daher stets eher negativ. In den bepflanzten Parzellen ist die Auswaschung gering, weil die Pflanzen das angebotene Chlorid weitgehend aufnehmen. So ist der Cl-Entzug durch die Pflanzen im Verfahren mit mineralischer Düngung 20 mal höher als in der Kontrolle. Im Vergleich zum Nitrat darf festgestellt werden, dass Chlorid wie Nitrat vom Boden nicht festgehalten, jedoch von den Pflanzen in grossen Mengen aufgenommen werden kann. Dagegen ist im Unterschied zum Stickstoff keine Cl-Nachlieferung aus dem Boden zu beobachten.

35. Nährstoffanreicherung

Nach einer 4-jährigen Versuchszeit konnte bei hohen Klärschlammgaben eine deutliche P-Anreicherung in der obersten Bodenschicht beobachtet werden.

Tab.9: P-Gehalte (kg/ha) in den oberen Bodenschichten bei Versuchsende (in Klammer = gemessene P-Zunahme) und nach Tab.5 auf 4 Jahre berechnete P-Bilanz.

Bodentiefe	0-25 cm	25-50 cm	Bilanz
Versuchsbeginn (1973):	3130	2420	
Versuchsende (1977): 0	3040(- 90)	2380(-40)	-144
Min	3150(+ 20)	2350(-70)	- 20
KS-4	3300(+170)	2400(-20)	+152
KS-12	3920(+790)	2450(+30)	+804

Auch der Gehalt an löslichem Phosphor wurde deutlich verändert, vor allem in der obersten Bodenschicht:

Tiefe (cm)		0-10	10-25	25-50	50-100
CO ₂ -Testzahl:	0	19	10	2	2
	Min	54	9	2	2
	KS-12	76	13	2	2
CAL mg P/100 g:	0	17	14	6	6
	Min	31	13	6	6
	KS-12	42	16	6	6
DL mg P/100 g:	0	13	11	3	3
	Min	25	10	3	3
	KS-12	36	14	3	3

36. Schwermetalle

Nach 4 Versuchsjahren war nur für Zink eine Anreicherung im Boden messbar. Es wurden folgende, in Ammoniumacetat(1 M, pH 4,8) lösliche Zn-Gehalte im Boden gefunden:

Verfahren	Zn-Gabe (kg/ha, 4 Jahre)	Zn (ppm) im Boden	
		0-25	25-50 cm
0	0	7	3
KS-12	154	21	3
MK-24	121	15	3

4. ZUSAMMENFASSUNG

Der Einfluss von steigenden Gaben an Klärschlamm und Müllkompost auf Pflanzen, Boden und Nährstoffauswaschung wurde in einem Lysimeter-Versuch untersucht. Im Mittel von zwei Versuchsjahren ergaben sich folgende Resultate:

Steigende Klärschlammgaben bewirkten eine dem N-Gehalt entsprechende Zunahme des Grasertrages und eine Abnahme der Sickerwassermenge. Die Düngewirkung des Kompostes war gering. Die Nitratauswaschung war bei allen mit Gras bewachsenen Lysimetern klein (ca. 1 kg N/ha), und wurde durch die Höhe der N-Gabe nicht beeinflusst. Dagegen war bei den unbewachsenen Lysimetern eine sehr hohe Nitratauswaschung (100-200 kg N/ha) zu beobachten. Die P-Auswaschung (0,3-0,5 kg P/ha) war bei allen Lysimetern geringer als die P-Zufuhr in den Niederschlägen (0,6 kg P/ha). Die hohe P-Zufuhr mit Klärschlamm bewirkte eine P-Anreicherung in der obersten Bodenschicht. Bei hohen Cl-Gaben (Mineralische Düngung, Müllkompost) stieg der Cl-Gehalt des Grases stark an. Chlorid, das die Pflanzen nicht aufnahmen, wurde vollständig ausgewaschen.

Summary

The Influence of Sewage Sludge and Compost on Plant, Soil and Drainage Water: Results of a Lysimeter Experiment.

The influence of increasing doses of sewage sludge and town refuse compost on plant, soil and drainage water was tested in a lysimeter experiment. Following results (mean of two years) were obtained:

Increasing doses of sludge increased the yield of grass, mainly due to the N-content, and decreased the quantity of drainage water. Out of lysimeters bearing plants very little nitrate (ca.1 kg N/ha) was leached and no influence of the nitrogen-doses was found. Very high amounts of nitrate (100 to 200 kg N/ha) were leached from bare lysimeters. In all of the treatments less phosphate (0.3-0.5 kg P/ha) was leached than supplied by precipitations (0.6 kg P/ha). High amount of phosphate supplied with sludge caused a P-accumulation in the top layer of the soil. Increasing application of chloride (mineral fertilizer, compost) increased the Cl-content of grass and the chloride not taken up by plants was entirely leached.

Résumé

Action des boues d'épuration et du compost de gadoues sur les plantes, le sol et l'eau de percolation dans un essai en cases lysimétriques.

Dans un essai en cases lysimétriques, on a étudié l'influence de boues d'épuration et de compost de gadoues sur les plantes, le sol et le lessivage des éléments fertilisants. Les résultats moyens, se rapportant à deux années d'expérimentation, se présentent comme suit:

Les doses croissantes de boues d'épuration ont déterminé des augmentations des rendements en herbe correspondantes aux apports en azote et une diminution des quantités d'eau de percolation. L'action fertilisante du compost est restée faible. Dans les cases lysimétriques portant une couverture herbagère, le lessivage des nitrates fut faible (environ 1 kg N/ha). La quantité d'azote distribuée n'a pas exercé d'influence sur le taux de lessivage de cet élément. Dans le cas des cases sans couverture herbagère, on a observé, en revanche, un très fort lessivage des nitrates (100-200 kg N/ha). Dans toutes les cases lysimétriques, le lessivage du phosphore est resté inférieur (0,3-0,5 kg P/ha) aux apports de P par les précipitations (0,6 kg P/ha). Les apports importants de phosphates par les boues d'épuration ont déterminé un enrichissement en cet élément dans la couche supérieure du sol. La teneur en chlore des herbages s'est fortement accrue sous l'effet des apports élevés en chlore (engrais minéral, compost). Les chlorures non absorbés par les plantes ont été totalement lessivés.

LITERATUR

1. Furrer, O. J., und M., Roulet: Gehalt an Nährstoffen und Mikroelementen in Klärschlamm aus schweizerischen Abwasserreinigungsanlagen. Landw. Forschung Sonderh. 33/I, 206-209, 1977
2. Furrer, O. J.: Einfluss hoher Gaben an Klärschlamm und Schweinegülle auf Pflanzenertrag und Bodeneigenschaften. Landw. Forschung Sonderh. 33/1, 249-256, 1977
3. Furrer, O. J.: Kontrolle der Qualität von Klärschlamm für die landwirtschaftliche Verwertung. Umweltschutz - gesehen heute morgen. Bd.7: Wasser - Abwasser - Abfälle. Referate der 7. Fachtagung anlässlich der PRO AGUA - PRO VITA 1977 in Basel. S. 52-63, 1978
4. Furrer, O. J.: Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft. LBL Berater-Informationen 10/1977, 15-16
5. Furrer, O. J., und R., Bolliger: Die Wirksamkeit des Stickstoffes im Klärschlamm. Schweiz. Landw. Forschung 17 (3/4), 137-147, 1978
6. Furrer, O. J.: Abschwemmung und Auswaschung von Nährstoffen. Informationstagung "Landwirtschaft und Gewässerschutz", Bern, 27. Okt. 1978. 1-22

BERICHTE DER ARBEITSGRUPPEN

Arbeitsgruppe Bodenklassifikation

E. Frei, Zürich-Reckenholz

Die von der Arbeitsgruppe verabschiedete Liste der Horizontsymbole und der Horizontdefinitionen ist im Auftrag des Vorstandes der BGS allen Mitgliedern zugestellt worden.

Die Arbeitsgruppe stellte fest, dass die von schweizerischen Bodenkundlern verwendeten Horizontbezeichnungen ausserordentlich variieren. Ein völliger Konsens in allen Teilen war nicht erzielbar. Die Arbeitsgruppe erachtete jedoch eine Einigung über die Definitionen der Horizonte als genügend. Dagegen sind alternative Symbole vertretbar. Dadurch liess sich eine Flexibilität erreichen, ohne die eine Einigung unmöglich gewesen wäre. Alle widersprüchlichen Symbole wurden bereinigt, ein Beispiel dafür ist der Braunerdeverwitterungshorizont Bw oder Bv und der Vertisolhorizont Avt, der früher Av oder auch Bv genannt werden konnte. Die Divergrenzen bei den organischen Horizonten und bei den Gley- und Pseudogleyhorizonten waren nur durch Einführung der Alternativsymbole überbrückbar. Die Arbeitsgruppe ist der Meinung, dass momentan mit diesem Vorschlag eine für alle Teile befriedigende Lösung des Nomenklaturproblems der Bodenhorizonte vorliegt. Vorerst kann damit einer weiteren Auffächerung der Symbolanwendung entgegen gewirkt werden. Von besonderer Bedeutung scheint uns jedoch die Einigung auf die vorliegenden Horizontdefinitionen.

Ich möchte an dieser Stelle den Mitgliedern der Arbeitsgruppe meinen Dank und meine Anerkennung für die geleistete Arbeit und die Konzilianz in den nicht immer einfachen Verhandlungen aussprechen.

Die nachstehende Liste der Horizontsymbole wurde an der Generalversammlung vom 9. März 1979 diskutiert. Die Generalversammlung beschloss, die Liste als Empfehlung an die Mitglieder im Bulletin der BGS zu publizieren.

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ
Arbeitsgruppe "Bodenklassifikation"

Bezeichnung der Horizonte der Bodenprofile (mögliche Alternativen)

O		Sehr hoher Gehalt an organ. Substanz (> 30 %) nicht hydromorph
Ol	L	Streuhorizont, unzersetzte organ. Substanz
Omo, Of	F	Vermoderungshorizont, teilweise zersetzte organ. Substanz
Oh	H	Humusstoffhorizont, stark abgebaut und umgewandelte organ. Substanz
	T	Torfhorizont, anaerob, vernässt
A		Obergrundhorizont mit weniger als 30 % organ. Substanz
Ah		Mullhorizont, organ. Substanz stark humifiziert, mit Mineralerde innig vermengt und zum Teil komplex verbunden
Aa		Anmoor, zersetzt, humifiziert, hydromorph > 10 % organ. Substanz
Amo, Af	AF	Modrighumoser, mineralreicher Obergrund
Ap		Pflugkrume, gemischter A-Horizont, scharf abgesetzt
Avt		Vertisolisch, schwundrissig, klumpig
Ast		Strukturhorizont, ausgezeichnet stabile Aggregate
Ab		Begrabener, fossiler Oberflächenhorizont
E		Auswaschhorizont, Eluvialhorizont, sichtbare materielle Verarmung
Eq		Quarzsand Rückstandsanreicherung
B		Zwischenhorizont mit Verwitterung und Sekundärmineralien in der Regel mit Wurzeln (siehe auch I-Horizont)
Bw	Bv	Braunerdehorizont (Bw), homogene Eisenhydroxidverteilung und Bindung an Ton, Verwitterung intensiv oder abgeschlossen
Bcn		Punktförmige Fe-Mn-Konzentrationen, zeitweise schwache Reduktionen
Box		Starke Rückstandsanreicherung von Fe- und Al-Oxiden
It, na	Bna	Natriumreicher Horizont (> 15 % Na in der KUK) Solonethorizont
Bm, Bx		Massiver (m) oder verdichteter, kompakter (x) Horizont

I	B	Illuvialhorizont, Anreicherung von Substanzen aus anderen Horizonten
It	Bt	Tonanreicherung, Tonhüllenhorizont
Ife	Bfe	Eisenanreicherung, Eisenhydroxidhüllen
Ih	Bh	Huminstoffanreicherung, Hüllen aus organischer Substanz
Ik	Bk	Kalkkarbonatanreicherung, Kalkflaunhorizont, Kalktuffhorizont
lsa	Bsa	Anreicherung wasserlöslicher Salze
	G	Gleyhorizont mit reduziertem Unterteil und zeitweiser Oxidation im Oberteil
gg	Go	Gleyhorizont, Oxidations-Reduktions Zone, stark vernässt
r	Gr	Reduktionszone des Gleyhorizonts, blau, grün, grau, schwarz
	S	Stauwasserhorizont
Bg	Sw	Zeitweise vernässte und austrocknende obere Stauzone, rostfleckig infolge häufigem Wechsel im Redoxpotential
Bg, x	Sd	Verdichtete untere Stauzone, Stauwassersohle
C		Untergrund, Muttergestein; ausserhalb der Biosphäre des Bodens
Cz		Gesteinszersatz, vorwiegend physikalisch verwittert
Cch		Chemisch stark oder völlig verwittertes Muttergestein
	R	Harte Felsunterlage unter dem C oder B Horizont
II C	D	Gesteinswechsel (lithologische Schichtung)
Ab, BC		Uebergangshorizonte, weisen Merkmale beider Horizonte auf
A/B, B/C	A+B, B+C	Komplexhorizonte, Einschlüsse des einen im anderen Horizont (z.B. Krotovinen)
()		Schwache Horizonte oder schwache Merkmalausprägung (B), B(g)
[]		Undurchgängiger Horizont, nur stellenweise sichtbar z.B. [L], [E]

Jede notwendig erscheinende Kombination der aufgeführten Symbole ist zulässig.

KOERNUNG des BODENS.

Grundlagen für die Anwendung der Körnungs-Analyse in der Landwirtschaft.

Einleitung

Der vorliegende Bericht der Arbeitsgruppe "Körnung" der BGS stellt eine Weiterbearbeitung des "Vorschlages für ein neues Körnungsdiagramm" von F. Jäggli und E. Frei dar, publiziert im Bulletin No. 1 der BGS (7.1977) auf Seite 42 bis 48.

Am 9.3.1979 hat die GV der BGS den vorgeschlagenen Neuerungen zugestimmt, sodass das neue System nun in Kraft treten kann.

Bei der Ausarbeitung der nachfolgend publizierten Grundlagen wurde den Bedürfnissen der landw. Forschung, der Beratung und des landw. Unterrichtes Rechnung getragen. Im Vergleich zum bisherigen ist das neue System einfacher und bringt bei der praktischen Anwendung daher Vorteile.

Andererseits ist es für spezifische Forschungsgebiete (Forstwirtschaft, Kulturtechnik, Spezialwissenschaften), bei denen besondere Bedürfnisse vorliegen (zahlreichere Fraktionen, Summationskurven usw.), nicht unbedingt geeignet. Eine generelle Anwendung wird daher kaum in Frage kommen.

Ausführliche und auf die landw. Bedürfnisse zugeschnittene Publikationen werden in den Fachzeitschriften sowohl der deutschen wie auch der romanischen Schweiz erscheinen.

Durch eine vollständige Uebersetzung des Textes soll die Verständigung auf nationaler Ebene erleichtert werden.

F e i n e r d e (Korn- ϕ < 2 mm)

1. Die Körnungsfractionen

1.1. Hauptfractionen

<u>Benennung</u>	<u>Abkürzung</u>	<u>Korn-ϕ in mm</u>
Ton	T	< 0,002
Schluff (Silt)	U	0,002 - 0,050
Sand	S	0,050 - 2,000

1.2. Unterteilung der Hauptfractionen (Unterfractionen)

	<u>Benennung</u>	<u>Korn-ϕ in mm</u>
Schluff:	Feinschluff	0,002 - 0,020
	Grobschluff	0,020 - 0,050
Sand:	Feinsand	0,050 - 0,200
	Mittelsand	0,200 - 0,500
	Grobsand	0,500 - 2,000

Der Feinsand kann ev. unterteilt werden

- a) in eine Fraktion 0,050 - 0,100 mm (Staubsand)
- b) " " " 0,100 - 0,200 mm (grober Feinsand)

Diese Unterteilung scheint vor allem für die Körnungs-Analyse bei Böden aus Alluvial-Ebenen (Rhein, Rhone usw.) notwendig.

Der franz. Ausdruck "limon" bedeutet keine Kornfraktion mehr, sondern umfasst eine Gruppe von Bodenarten von bestimmter Zusammensetzung (deutsch "Lehm", ital. "limo", rom. "luot", engl. "loam").

2. Die Bodenarten

2.1. Die Hauptgruppen

Ton	< 50 % Schluff	> 50 % Schluff
< 10 %	= Sande	} = Schluffe
10 - 40 %	= Lehme	
> 40 %	= Tone	

2.2. Unterteilung der Hauptgruppen, Benennung der Untergruppen

Tonboden	T	terrain arschiglus
lehmiger Ton	lT	arschiglia lozza
toniger Lehm	tL	luot arschiglus
Lehmboden	L	terrain lozza
sandiger Lehm	sL	luot sablunaint
toniger Schluff	tU	belma arschiglusa
lehmiger Schluff	lU	belma lozza
Schluffboden	U	terrain belmus
lehmiger Sand	lS	sablun arschiglus
Sandboden	S	terrain sablunaint

2.3. Praktische Einteilung der Böden

(Entsprechend ihren physikalisch-chemischen Eigenschaften)

	% Ton
Leichte Böden	< 10
leicht - mittelschwer	10 - 15
Mittelschwere Böden	10 - 30
mittelschwer - schwer	25 - 30
Schwere Böden	> 30

2.4. Graphische Darstellung, Körnungsdiagramm

In Bezug auf die Form gibt es für das Körnungsdiagramm 2 Möglichkeiten:

- gleichseitiges Dreieck
- rechtwinkliges Dreieck

Beide Formen sind inhaltlich gleichwertig, d.h. in beide können die Hauptgruppen und die Untergruppen der Bodenarten in analoger Art und Weise eingezeichnet werden (Fig. 1 und 2).

Man kann die passende Form je nach Verwendungszweck (Vergleich mit einem internationalen Dreieck, Anwendung bei der Bodenkartierung, für den Unterricht usw.) beliebig und nach persönlichem Gutdünken wählen.

Fig. 1: Graph. Darstellung der Hauptgruppen der Bodenarten

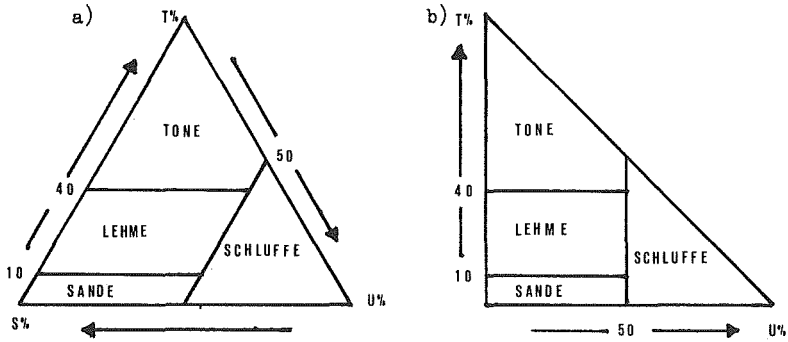
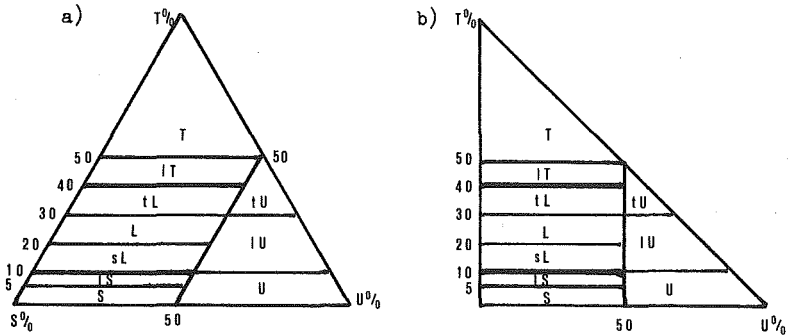


Fig. 2: Graph. Darstellung der einzelnen Bodenarten



3. Schlussfolgerung

Um eine einheitliche Basis für alle, die sich in der Schweiz mit der Körnung des Bodens befassen, zu schaffen, empfiehlt die BGS ihren Mitgliedern, die beschriebenen Grundlagen über die Feinerde möglichst umfassend anzuwenden.

Anmerkung

Durch die Arbeitsgruppe "Körnung" werden folgende Probleme weiter bearbeitet:

- a) Methodik der Körnungs-Analyse
- b) Boden-Skelett

Die Resultate werden Gegenstand einer späteren Publikation sein.

Arbeitsgruppe "Körnung"
Redaktion: A. Kaufmann u. P. Rod

TEXTURE DU SOL

Notions fondamentales pour l'utilisation de la granulométrie en agronomie

Introduction

Cette communication fait suite à celle de MM. F. Jäggi et E. Frei (Eidg. Forschungsanstalt für Pflanzenbau Zürich-Reckenholz) parue dans le Bulletin 1 de la S S P (7.1977) page 42 à 48.

Elle relate les travaux du groupe d'étude "Granulométrie" qui a examiné les possibilités d'utilisation du système proposé par les membres de la S S P.

On peut dire d'emblée que les propositions correspondent aux besoins de la recherche, de la vulgarisation et de l'enseignement agricoles, et que, moyennant les quelques modifications présentées ci-dessous, le système pourra être utilisé avantageusement par rapport au précédent. Cependant dans plusieurs secteurs de la recherche (forestière, génie rural, sciences spéciales) les besoins sont spécifiques et particuliers et le système est inadapté (fractions plus nombreuses, courbes cumulatives etc.,) On ne peut donc pas envisager une généralisation du système.

On trouvera des publications détaillées et axées sur les incidences agronomiques dans les revues spécialisées tant de Suisse allemande que de Suisse romande.

Le but de la présente mise au point est :

- 1) de sanctionner l'accord de la SSP pour le système qui va entrer en vigueur
- 2) de permettre, par une traduction intégrale du document, de faciliter la compréhension ultérieure sur le plan national.

Les éléments retenus pour la terre fine (diamètre < 2 mm) sont les suivants :

1. Les fractions granulométriques

1.1. Fractions principales

<u>Dénomination</u>	<u>abréviation</u>	<u>dimension des particules Ø mm</u>
Argile	A	0 - 0,002
Silt	U	0,002 - 0,050
Sable	S	0,05 - 2

1.2. Subdivision des fractions principales

<u>Dénomination</u>	<u>dimension des particules Ø mm</u>
Silt fin	0,002 - 0,02
grossier	0,02 - 0,05
Sable fin	0,05 - 0,2
moyen	0,2 - 0,5
grossier	0,5 - 2,0

Le sable fin peut éventuellement encore se subdiviser en 2 fractions :

- a) 0,05 - 0,1
- b) 0,1 - 0,2

Cette différenciation est surtout nécessaire lors de l'analyse des sols des plaines alluvionnaires (Rhin, Rhône, etc.,)

Le terme "limon" n'est plus une fraction granulométrique, mais désigne des groupes de sols qui contiennent les 3 fractions en proportions déterminées (anglais "Loam", allemand "Lehm")

2. Nature du sol

2.1. Types principaux

	< 50% Silt	>50% Silt
argile	< 10% = Sables	= Silts
argile	10-40% = Limons	
argile	> 40% = Argiles	

2.2. Subdivisions et nomenclature pédologique

Sol argileux	A	terreno argilloso
argile limoneuse	Al	argila limosa
limon argileux	La	limo argilloso
sol limoneux	L	terreno limoso
limon sableux	Ls	limo sabbioso
silt argileux	Ua	silto argilloso
silt limoneux	Ul	silto limoso
sol silteux	U	terreno siltoso
sable limoneux	S1	sabbia limosa
sol sableux	S	terreno sabbioso

2.3. Classification pratique des sols (selon leurs propriétés physicochimiques)

	% argile
sols légers	< 10
légers-moyens	10-15
sols moyens	15-25
moyens-lourds	25-30
sols lourds	> 30

On peut se permettre d'utiliser ces nomenclatures simplifiées car la majorité des sols suisses se trouvent dans une zone restreinte du triangle des granulométries.

2.4. Représentation graphique

Deux formes de représentation graphique sont possibles (Fig. 1,2,3, 4.)

- a) triangle rectangle
- b) triangle équilatéral

Le choix est libre. On aura recours à l'une ou l'autre des formes selon que l'objectif visé est la comparaison avec un triangle international, l'application cartographique sur le terrain, l'enseignement, ou si l'on est personnellement plus habitués à l'une ou l'autre des formes.

Des études sont encore en cours au sujet principalement

a) des méthodes analytiques

b) des fractions grossières

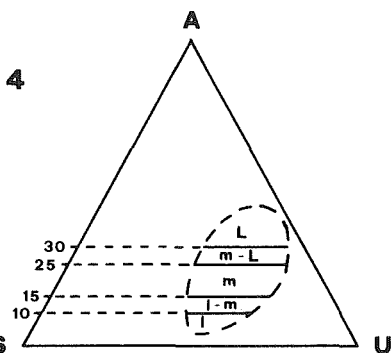
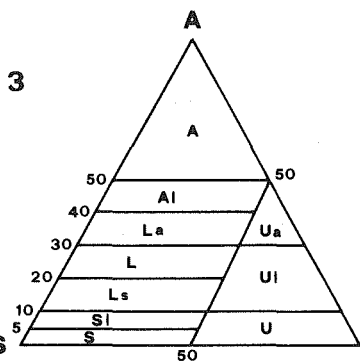
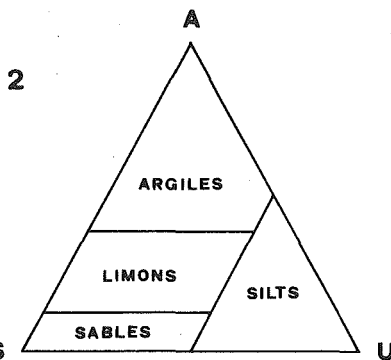
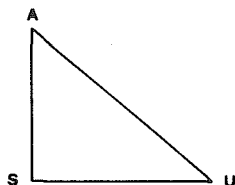
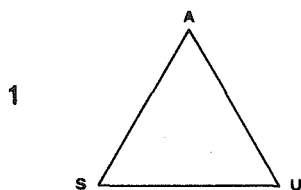
Leurs résultats feront l'objet d'une publication ultérieure.

CONCLUSIONS

La SSP propose à ses membres que les données présentées ici, concernant la texture du sol soient dorénavant utilisées afin d'harmoniser le langage entre tous les utilisateurs de notions granulométriques en Suisse.

Groupe de travail "Granulométrie"

Rédaction : Ph. Rod A. Kaufmann



SEMINAIRE DU GROUPE DE TRAVAIL SUR LA MATIERE ORGANIQUE DU SOL

Bern-Liebefeld, 29 septembre 1978.

J.A. NEYROUD, groupe de travail sur la matière organique du sol.

Cette journée scientifique avait pour but de faire le point sur les travaux actuels de recherche concernant la matière organique du sol. On a ainsi successivement abordé les aspects chimiques, agronomiques et biologiques, puis on a présenté un travail interdisciplinaire sur la mise en valeur des boues d'épuration et du purin de porc à Liebefeld. 16 communications ont été présentées à plus de 60 collègues chercheurs.

Aspects chimiques de la matière organique du sol

Les recherches actuelles sur la matière organique (m.o.) du sol n'englobent plus seulement l'étude des substances humiques "*sensu stricto*", mais aussi l'étude des processus d'humification, du rôle des micro-organismes et de nombreux autres sujets.

La recherche sur les substances humiques vraies a progressé parallèlement à la mise sur le marché d'instruments d'analyse toujours perfectionnés.

Un modèle d'acide humique est proposé, dont la nature est aromatique. Les différents acides humiques et fulviques diffèrent entre eux par la solidité des liaisons entre "briques élémentaires", la nature des groupes fonctionnels libres et la quantité de composés chimiques non-aromatiques liés aux noyaux humiques. Les principales techniques utilisées sont la spectroscopie UV, IR et visible, la spectroscopie RMN et ESR, la spectrométrie de masse.

L'étude de la dynamique de la m.o. a pu faire de grands progrès grâce à de nouvelles techniques utilisant le ^{14}C et le ^{15}N . Pour le moment cependant, l'extrême complexité des phénomènes déroute encore de nombreux chercheurs.

La recherche sur les substances non humiques est plus récente. La littérature livre maintenant un nombre croissant de communications sur les hydrates de carbone, les composés azotés, phosphatés, soufrés, ... du sol.

Pour expliquer la persistance de l'humus dans le sol, on suppose que des complexes organo-minéraux et organo-métalliques sont formés. Leur stabi-

lité leur assure une certaine "durée de vie" dans le sol. Un changement de pH par exemple peut modifier les délicats équilibres établis et solubiliser ou précipiter les composés chimiques présents. Un complexe est caractérisé par sa constante de stabilité que l'on s'efforce actuellement d'expliquer. La connaissance du mécanisme de formation des complexes permettrait de mieux comprendre et de limiter les dangers de pollution des sols par divers métaux, qui peuvent être absorbés par la plante et devenir toxiques, lessivés par les eaux de drainage ou encore immobilisés dans le sol. La dynamique de fixation et de relâchement des métaux est particulièrement importante pour la connaissance de la tolérance du sol aux agents nocifs.

L'étude de la solution du sol montre que les composés solubles jouent un rôle décisif dans l'évolution de l'humus. On peut citer par exemple la dynamique du fer. Il y a une relation très étroite entre le type de pédogenèse et la nature de la végétation.

Aspects agronomiques de la matière organique

Le milieu-sol est fortement modifié par les interventions de l'agriculteur (drainage, aération, fertilisation, exportation des récoltes, contraintes mécaniques,....).

Les amendements organiques mettent des fertilisants à la disposition de la plante. Après de très nombreux essais à long terme, on a prouvé l'équivalence de la fumure minérale et de la fumure organique. La m.o. améliore la capacité de stockage d'eau et de fertilisant, et améliore le pouvoir-tampon du sol, lui permettant de mieux résister à de brusques changements des conditions.

La minéralisation de l'azote est assurée pour l'essentiel par les micro-organismes du sol, dont l'activité est liée à la présence de substrats facilement dégradables. La m.o. fournit l'énergie requise pour ces transformations biochimiques.

Un état physique du sol satisfaisant requiert une quantité optimale de m.o., qui constitue le ciment liant les particules en agrégats stables. Une répartition harmonieuse et stable entre volumes liquide, solide et gazeux ne peut être obtenue qu'en présence de m.o. Pour balancer les effets destructeurs de la minéralisation de l'humus, il importe que le

sol reçoive régulièrement de nouveaux substrats organiques.

Les problèmes pratiques de l'approvisionnement du sol en m.o. sont liés à une estimation correcte du bilan de l'humus. Il est possible, à l'aide de chiffres-clé, de faire quelques calculs prévisionnels. Certaines rotations de cultures (riches en sarclées) conduisent inévitablement à une baisse du taux d'humus : si cela affecte la structure des sols, il faut y renoncer, ou prendre des mesures de compensation. On a aussi très souvent signalé le fait que les dégradations se font sentir à long terme, et que les corrections ont des effets très lents.

Dans la cartographie des sols, on apprécie le taux de m.o. en considération de sa qualité et de sa répartition dans la profondeur. L'effet positif de la m.o. est traduit en points dans l'appréciation globale du profil. Les qualités du sol liées à la m.o. seulement peuvent atteindre 30% de la note finale.

Aspects biologiques de la matière organique

Un nombre considérable d'espèces vivantes a été découvert dans le sol ; on ne connaît pas encore l'utilité de chacune. Des équilibres extrêmement complexes entre espèces s'établissent dans les divers sols, où la m.o. joue le rôle de substrat énergétique et de tampon des réactions physico-chimiques extérieures (ex. : détoxification de pesticides).

La mesure de l'activité biologique du sol, sur la base d'une réaction enzymatique choisie, n'est pas toujours en relation directe avec un rendement : c'est que l'activité biologique dépend de très nombreux facteurs : substrats, eau, O₂, éléments chimiques, ...

La zoologie du sol en est à ses premiers pas : dénombrements, dynamique des populations. Des techniques nouvelles doivent être mises au point.

Synthèse des exposés

On s'est rendu compte du nombre impressionnant de phénomènes dans lesquels la m.o. joue un rôle important. Tout chercheur étant par définition spécialisé et plus volontiers orienté vers un certain type d'approche expérimentale, on réalise que des interprétations erronées des faits sont faciles, si l'on néglige de prendre en considération le rôle à la fois chi-

mique, physique et biologique de la m.o. Par ailleurs, la plupart des recherches évoquées trouvent une application immédiate à des problèmes pratiques : ceci est très heureux et constitue une excellente justification à la poursuite des travaux en cours.

Visite de l'essai interdisciplinaire sur la mise en valeur des boues d'épuration et de purin de porc

Des collègues des Stations fédérales de Liebefeld et Wädenswil, ainsi que de l'Université de Berne ont mis en route un important projet interdisciplinaire qui devrait donner des bases sérieuses à l'étude de la prise en charge par l'agriculture des résidus organiques d'origine urbaine et industrielle. Plusieurs aspects sont étudiés sur le même essai où la rotation, les variantes et le traitement statistique des résultats ont été soigneusement étudiés. Voici l'état actuel des travaux :

- Le lessivage des éléments minéraux est estimé par un bilan-hydrique (tensiomètres, sonde à neutrons), les solutions extraites du sol sont analysées.
- L'enrichissement en métaux lourds provenant des boues pose encore un problème méthodologique : le choix d'un agent d'extraction approprié. Collaborations internationales établies sur ce sujet.
- Les réactions des micro-organismes du sol sont suivies par des analyses périodiques dont on tente de lier les résultats aux pratiques culturales appliquées sur les diverses variantes. On a vu que l'activité biologique reste plus intense durant l'hiver sur les variantes avec forts amendements organiques.
- Les populations de nématodes sont difficiles à déterminer en raison de leurs répartitions irrégulières et des difficultés encore éprouvées par la systématique.
- Les arthropodes ont été dénombrés. Le travail du sol les a décimés, et ils sont également répartis de manière hétérogène.

EN CONCLUSION, nous relevons l'intérêt très vif qu'a soulevé cet essai. Sa visite constitue une excellente application des quelques souhaits exprimés au terme de la première partie du séminaire. L'auditoire entier a été très intéressé à suivre cet effort collectif.

TAETIGKEITSBERICHT BGS 1978/79

An der Jahrestagung der BGS vom 10. März 1978 im Hauptgebäude der ETH Zürich nahmen über 60 Mitglieder teil. 7 Referenten behandelten Probleme aus verschiedenen Bereichen der Bodenkunde. Die gesammelten Vorträge erschienen anschliessend als Bulletin Nr. 2 der BGS, welches wiederum ein vielfältiges Echo fand. Erstmals erschien über die Tagung ein Pressebericht, welcher von zahlreichen Zeitungen übernommen wurde, und die Tätigkeit der Gesellschaft einer breiteren Öffentlichkeit bekannt machte.

Die Generalversammlung beschloss, neben der Behandlung der statutarischen Geschäfte, an die Schweizerische Naturforschende Gesellschaft (SNG) ein Gesuch um Aufnahme der BGS als Mitgliedgesellschaft der SNG zu stellen. In der Sitzung des Senats der SNG vom 6. Mai wurde das Gesuch behandelt. Die BGS wurde dabei einstimmig (bei einer Enthaltung) in die SNG aufgenommen und der Sektion Umwelt/Geographie zugeteilt. Die BGS hat inskünftig Sitz und Stimme im Senat der SNG.

Die Herbstexkursion, an welcher 40 Mitglieder teilnahmen, führte am 1./2. September ins Tessin. Unter der Leitung der Herren Alther, Blaser, Frei, Ott, Richard, Lüscher und Zündel wurden Böden und Bodencatenen im Gambarogno, in der Magadinoebene, im Malcantone und auf der Cima Pianca besichtigt und diskutiert. Besonders erfreulich gestaltete sich auch der Kontakt mit den lokalen Instanzen (Curio; Clinica Militare Novaggio).

Die vier Arbeitsgruppen, welche während des Berichtsjahres verschiedentlich tagten und teilweise eine erhebliche Arbeitslast auf sich nahmen, erstatten der BGS ihre Berichte selbständig. Die Gruppe "Organische Substanz" organisierte am 29. September in Bern/Liebefeld eine öffentliche Tagung über den aktuellen Stand der Humusforschung in der Schweiz. Ueber 60 Teilnehmer bekundeten dabei ihr reges Interesse für diesen Aspekt der Bodenkunde.

Auf internationaler Ebene fand im Juni 78 in Edmonton, Canada der 11. Kongress der ISSS statt. Unsere Gesellschaft war durch Prof. E. Frei, Zürich-Reckenholz, vertreten. Die Gründung einer Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz und die erstmalige Anwesenheit eines Vertreters dieser Gesellschaft wurde im Beirat der ISSS mit Genugtuung vermerkt.

Im Geschäftsjahr 1978/79 traten 15 neue Mitglieder unserer Gesellschaft bei. Der Gesamtbestand beträgt nunmehr 103 Einzelmitglieder und 7 Kollektivmitglieder. Davon sind 66 auch der ISSS angeschlossen.

Zum Schluss danke ich allen Mitgliedern für ihre wertvolle Mitarbeit. Besonders danke ich allen, die durch Vorträge, Exkursionsführungen, Diskussionsbeiträge und Mitarbeit in Arbeitsgruppen zur Gestaltung unserer Veranstaltungen beigetragen haben.

Zürich, den 9. März 1979

Schweiz. Bodenkundl. Gesellschaft
Der Präsident H. Sticher

