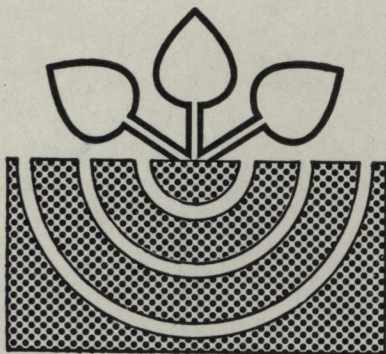


Z81/53

MITTEILUNGEN

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**



Band 53

1987

S N - 0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Göttingen

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate

Treffen der Arbeitsgruppe
Informationssysteme in der Bodenkunde
20. und 21. März 1986
FREISING - WEIHENSTEPHAN

Referate

Gemeinsame Sitzung der Kommissionen V und VI
17. und 18. Februar 1987
OSNABRÜCK

Referate

Gemeinsame Sitzung der Kommissionen I und IV
23. und 24. April 1987
BAYREUTH

I N H A L T

Seite

I. Arbeitsgruppe INFORMATIONSSYSTEME

AUERSWALD, K.:	Problematik von Prognosekarten; Dargestellt am Beispiel von Übersichtskarten der Erosionsgefährdung in Bayern	13
DIECKMANN, H. u. J.-J. MÜLLER:	Die Auswertung der Bodenschätzungsdaten mit Hilfe dialogorientierter DV-Programme	21
GERTBERG, W.:	Anforderungen an ein Informationssystem Landwirtschaft aus der Sicht der SRU	27
HEINEKE ,H.-J., B. KLEEFISCH u. K.-H. OELKERS:	Entwicklungstendenzen bei der rechnergestützten Konstruktion großmaßstäbiger Bodenkarten am Beispiel Niedersachsens	35
HENSEL, H. u. H.-R. BORG:	EDV-gestützte Erstellung von Erosions-Akkumulationskarten	39
KNEIB, W. D. u. G. MIEHLICH:	Digitale Boden-ökologische Konzeptkarte als Grundlage für die Bodenschutzplanung am Beispiel Hamburg	47
LAMP, J.:	Digitale Hof-Bodenkarten, Grundlage für die Prozeßsteuerung in der Pflanzenproduktion	55
SCHALLER, J.:	Anwendung flächenbezogener Informationssysteme für aktuelle Fragen des Bodenschutzes	61
SIEM, H.-K., E. CORDSEN, H. FINNERN u. J. LAMP:	Die Bodennutzungserhebung der Reichsbodenschätzung als Information für eine aktuelle Inventur der Böden	69

II. Kommissionen V und VI OSNABRÜCK

		<u>Seite</u>
AHLSDORF, B., R. STOCK, P. FRIESEL u. G. MILDE	Die Auswirkung von Bodenentseuchungen mit Dichlorpropen auf das Grundwasser - Felduntersuchungen im Emsland -	77
ABLAS, J.	Ernteerträge nach tiefer Bodenbearbei- tung von Sand- und Marschböden	83
BENNE, I. u. H.-J. HEINEKE	Die Übersetzung der Bodenschätzung und ihre digitale Bereitstellung in einem Bodeninformationssystem für den Umwelt- und Bodenschutz	89
BENZLER, J.-H., W. ECKELMANN u. K.-H. OELKERS	Ein Rahmenschema zur Kennzeichnung der bodenkundlichen Feuchtesituation	95
BLÄSING, D.	Standortuntersuchungen zur Nutzungs- eignung von humosen Sandböden und Moo- ren für den Anbau obstbaulicher Son- derkulturen	103
BLUME, H.-P. u. G. BRÜMMER	Prognose des Verhaltens von Schwerme- tallen in Böden mit einfachen Feld- methoden	111
BOESS, J. u. J. KUES	Das Bodenkataster von Niedersachsen - ein Bodeninformationssystem für den Umwelt- und Bodenschutz	119
BORCHERT, H.	Dichtemessungen mit dem Penetrometer auf zwei sechsjährigen Radspur- Versuchsflächen	123
BURGHARDT, W. u. P. ZIMMERMANN	Vergleich der durch Bodenbildung mit der durch Nutzung als Acker und Grünland entstandenen Bodenver- dichtung einer Parabraunerde auf Löß anhand von Ergebnissen der Druckwiderstandsmessung	131
DIEZ, TH.	Bodenansprache und -beurteilung im Gelände für die landwirtschaftli- che Bodennutzung	137
ECKELMANN, W., H.-J. HEINEKE u. S. LANGNER	Bodenkarten von Niedersachsen als Planungsträger. Auswertung digita- ler Dateien	143
ERNSTBERGER, H.	Bodenhydrologische Untersuchungen und Kartierungen als Grundlage zur Wiederherstellung eines Auenverbun- des	145

		<u>Seite</u>
FINNERN, H.	Die bodenkundliche Kartierung in der Bundesrepublik als Grundlage für ein Bodeninformationssystem	151
GOECK, J.	Erosionsschutz im Maisanbau durch Weißklee-Untersaaten unter Berücksichtigung der Ertragsbildung von Mais	161
GRUPE, M.	Der Einfluß der Flächenvariabilität von Schwermetallgehalten auf Durchschnittswerte und Beprobung	167
HAUBOLD, M., L. HENKES u. D. SCHRÖDER	Qualität und Entwicklung rekultivierter Böden aus LÖB	173
HEISS, M., K.-F. SCHREIBER u. R. THÖLE	Rechnergestützte Konstruktion von Karten zur Standortbewertung	179
HESS, J. u. H. FRANKEN	Auswirkungen der Krumen- und Unterbodenbearbeitung auf einige Bodeneigenschaften	185
KNEIB, W. D. u. D. SCHROEDER	Boden und Klima als Potential des Getreideertrages in Schleswig-Holstein	191
LEBERT, M., N. BURGER u. R. HORN	Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden	197
MARKUS, P., C. HACKENBERG, R. PADBERG u. J. KRÄMER	Mikrobiologisch-enzymatische Charakterisierung landwirtschaftlich genutzter Böden	203
MÜLLER, U. u. J. BÖTTCHER	Erfassung von Grenzabständen auf Bodenkarten zur Beschreibung von "Risikofunktionen" in unterschiedlichen Landschaften	209
MÜLLER, W.	Grundlagenuntersuchungen einer angewandten Bodenkunde - weiterführende Arbeiten im Rahmen des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK) zur Klärung von Fragen der Kulturtechnik des Umweltschutzes	213
NESTROY, O.	Systeme der ökologischen Standortsbewertung in Österreich	219
PRESLER, J. u. H. STICHER	Die Veränderung des Mikroreliefs und des Bodeninventars als Folge der durch Moorsackung und Torfverzehr verursachten Höhenverluste in einem meliorierten Niedermoorgebiet	225

		<u>Seite</u>
RENGER, M., G. WESSOLEK, B. KASCHANIAN u. R. PLATH	Boden- und Nutzungskarten als Grundlage für die Bestimmung der Grundwasserneubildung mit Hilfe von Simulationsmodellen am Beispiel von Berlin (West)	231
RENNEFELD, H., H. FRANKEN, u. D. SCHRÖDER	Auswirkungen kurzzeitig erhöhter Grundwasserstände auf den Pflanzen-ertrag in einem Bergsenkungsgebiet -Kleinlysimeterversuch-	237
ROSENBAUM, R., K.-F. SCHREIBER u. R. THÖLE	Ökologische Bewertung landwirtschaftlicher Nutzflächen	243
ROTHHAAR, H. u. D. SCHRÖDER	Erweiterungsmöglichkeiten der Bodenschätzung zur besseren Verwendbarkeit für planerische und bodenkundliche Zwecke	249
SCHAUB, D. u. W. DETTLING	Die Bodenerosionsdatenbank ERODAT und ihre Anwendungsmöglichkeiten	255
SCHMITTNER, K.-E.	Zur Beurteilung von Terrassenbreiten im Roussillon/Südost-Frankreich	261
SCHNEIDER, R. u. D. SCHRÖDER	Auswirkungen von Meliorationsmaßnahmen in Flurbereinigungsverfahren auf verschiedene Standorteigenschaften	263
SCHRAPS, W.-G.	Bodenkartierung städtischer Freiflächen	269
SCHWERDTFEGER, G.	Bodenkarten zur Beurteilung von Flächen des niedersächsischen Grünbracheprogramms im Gebiet der Samtgemeinde Bodenteich	275
SCHRÖDER, D., M. OESS u. R. KÖPPING	Qualität und Entwicklung aufgespülter Böden aus Hafenschlick	281
SIEM, H.-K.	Eine Methode zur Dokumentation von Bodenabdrücken	289
SPEETZEN, F., W. D. KNEIB u. O. MOLL	Standorteignung landwirtschaftlich extensiv genutzter Flächen für die Wohnumfeldverbesserung am Beispiel Kirchdorf-Süd, Hamburg	293
STEIN, K., G. KUNZMANN u. T. HARRACH	Die Vegetation als Indikator der Nährstoffversorgung - Ein Vergleich intensiv und extensiv gedüngter Grünlandstandorte	299
STREBEL, O. u. J. BÖTTCHER	Ermittlung von Ursachen und Prognosen der mittleren Nitratkonzentration im Grundwasser von Wassereinzugsgebieten	305

		<u>Seite</u>
VORDERBRÜGGE, TH., TH. SELIGE u. T. HARRACH	Einfluß von Verdichtungen und Ver- nässungen in Neulandböden auf Durchwurzelung und Ertrag	311
WEINZIERN, W. u. F. ZWÖLFER	Flächenhafte Bewertung der poten- tiellen Gefahr der Nitratauswa- schung und landbauliche Konsequen- zen für Wasserschutzgebiete	317
WEITZ, A., A. GRÖNGRÖFT, B. MAASS u. G. MIEHLICH	Schwermetalle in der Bodenlösung ackerbaulich genutzter Hafenschlick- Spülfelder in Abhängigkeit vom Ver- sauerungsgrad	323
Wetzel, K.-F.	Heidekultivierung und Aufforstung im Herzogtum Arenberb / Meppen	331
WOLFF, R., W. D. KNEIB u. B. SCHEMSCHAT	Unterschiedliche Sondierverfahren und ihre Interpretationsfähigkeit für die Landwirtschaft	337
WOLFGARTEN , H.-J., H. FRANKEN u. W. ALTENDORF	Einfluß der Anbautechnik bei Zuckerrüben auf Bodenerosion und Ertrag	343
WOLKEWITZ, H.	Die Normung bodenkundlicher Unter- suchungsverfahren als Grundlage für praktische Anwendungen	349
ZIMMERMANN, P.	Verteilungsmuster von Enchytraeiden in der Ackerkrume auf einer Löß- Parabraunerde unter verschiedenen Anbaumaßnahmen	355
ZUZOK, A. u. W. BURGHARDT	Erosionsbedingtes Muster der Schwermetallverteilung einer Ackerfläche auf Löß an einer stark befahrenen Straße	361
ZWÖLFER, F.	Rekultivierungsprobleme beim Bau von unterirdischen Fernwärmelei- tungen durch landwirtschaftlich genutztes Gelände	367

III. Kommissionen I und IV BAYREUTH

		<u>Seite</u>
CLAASEN , N. u. A. JUNGK	Gradientenbildung und Nährstofftransport in der Rhizosphäre	375
EHLERS, W. u. K. TEIWES	Der Einfluß der Bodenbearbeitung auf Porenraumgliederung, ungesättigte Wasserleitung und Gasdiffusion I. Porenraumgliederung und Wasserleitung	381
GRADL, J., R. HANTSCHHEL, M. KAUPENJOHANN, R. HORN u. W. ZECH	Vergleich von Perkolations- und Gleichgewichtsbodenlösungen an ausgewählten Standorten	387
GUNZELMANN, M. u. R. HORN	Wasserhaushaltsuntersuchungen an natürlich gelagerten Bodenaggregaten	395
HANTSCHHEL, R., W. DURNER u. R. HORN	Die Bedeutung von Porenheterogenitäten für die Erstellung der pF/WG- und k/psi-Kurven	403
HAUHS, M.	Der Einfluß von Transportvorgängen im Boden auf die Gewässerchemie am Beispiel eines Einzugsgebietes in Risdalsheia, Norwegen (RAIN-Projekt)	411
HORN, R. u. A. R. DEXTER	Stabilitätsänderung von Bodenaggregaten als Ergebnis von Quellung, Schrumpfung und Entwicklungsdauer	419
KAUPENJOHANN, M., R. HANTSCHHEL, R. HORN u. W. ZECH	Das pH-Pufferverhalten gestörter und ungestörter Waldbodenproben in Beziehung zur Waldernährung	421
LEBERT, M., N. BURGER, u. R. HORN	Welche Bedeutung kommt der Aggregatstabilität während des Schervorganges zu?	427
LESSING, R. u. K. H. HARTGE	Die Verlagerung von Ton unter ungesättigten Bedingungen im Labor	433
MOZAFAR, A. u. J. J. OERTLI	Protected micropockets at the root/soil interface -- a hypothesis for an iron mobilization mechanism by plant roots	441
NIETFELD , H. u. F. BEESE	Modellierung des Stofftransports in Bodenaggregaten	447
OERTLI, J. J. u. A. MOZAFAR	Multiple Substratgradienten in der Rhizosphäre	453

		<u>Seite</u>
PAPRITZ, A., R. SCHULIN, R. KUSTER, H. FLÜHLER u. H. M. SELIM	Simultaner Transport von Ca^{++} - und Mg^{++} -Ionen durch Bodenaggre- gate	459
SCHMIDHALTER, U.u. J. J. OERTLI	Beiträge zur Kenntnis der Wasser- aufnahme der Wurzeln	467
SCHULIN, R., A. PAPRITZ, H. FLÜHLER u. H. M. SELIM	Ionentransport in Böden mit und ohne Aggregatstruktur: ein Modell- vergleich	473
TEIWES, K u. W. EHLERS	Der Einfluß der Bodenbearbeitung auf Porenraumgliederung, ungesät- tigte Wasserleitung und Gasdiffu- sion II. Porenraumgliederung und Gas- diffusion	479



Referate

Treffen der Arbeitsgruppe 5

INFORMATIONSSYSTEME IN DER BODENKUNDE

in

FREISING - WEIHENSTEPHAN

am

20. und 21. März 1986



PROBLEMATIK VON PROGNOSEKARTEN; DARGESTELLT AM BEISPIEL VON
ÜBERSICHTSKARTEN DER EROSIONSGEFÄHRDUNG IN BAYERN

von

Auerswald, K.⁺)

1 Einleitung

Die Böden sind heute vielfältigen anthropogenen Belastungen ausgesetzt. Eine Risikobeurteilung erfordert den quantitativen Vergleich der spezifischen Belastungen und der entsprechenden Belastbarkeit der Böden. Aus beiden Größen ergibt sich die Gefährdung dieser nicht vermehrbaren Ressource. Für die flächenhafte Risikobeurteilung und die gezielte Verminderung der Belastungen sind Prognosekarten der jeweiligen Belastungs- und Belastbarkeitssituation notwendig.

In der vorliegenden Arbeit soll zunächst auf die allgemeine Problematik der Erstellung von Gefährdungskarten eingegangen werden. Die daraus abzuleitenden Konsequenzen werden am Beispiel von Übersichtskarten der Bodenerosion, die in Bayern derzeit erarbeitet werden (Auerswald & Schmidt, 1986), erläutert.

2 Problematik von Gefährdungskarten

Bei der Erstellung von Prognosekarten wird in der Regel der folgende Weg beschritten: Es werden für die verschiedenen Einflußgrößen, die die Gefährdung bestimmen, Einzelkarten angefertigt. Im Fall der Erosion wären dies z.B. Karten der Niederschlagsverteilung oder der Reliefenergie. Aus dem ungewichteten Verschneiden dieser Detailkarten wird dann die eigentliche Gefährdungskarte gebildet. Dieses Verfahren wurde beispielsweise noch bei der Erosionsgefährdungskarte der BRD von Richter (1965) oder der Erosionsgefährdungskarte von Rhodesien von Stocking & Elwell (1973) und sogar noch 1983 von Stäblein angewendet. Dieses Verfahren des Verschneidens von Einflußfaktoren ohne Verwendung eines geprüften Modells ist jedoch mit grundsätzlichen Nachteilen behaftet.

Die Erosion stellt in dieser Hinsicht einen Glücksfall dar, da ein geprüftes, halbdeterministisches Modell existiert, das zum einen Aussagen darüber macht, welche Faktoren zu berücksichtigen sind und das vor allem eine gewichtete Verknüpfung der Faktoren zuläßt. Dieses Modell ist die Allgemeine Bodenabtragsgleichung ABAG, die von Wischmeier & Smith 1958 in den USA entwickelt und von Schwertmann et al. 1981 auf bayerische Verhältnisse übertragen wurde

+ Bayerisches Geolog.Landesamt, Postfach 400346, 8000 München 40

$$A = R * K * L * S * C * P$$

Dabei ist

- A der Abtrag durch Regen und Abfluß in $t/(ha*a)$,
- R die mittlere Jahres-Erosivität des Regens in $(kJ/m^2) * (mm/h)$;
- K die Erodierbarkeit des Bodens in $t/(ha*a) * (m^2/KJ) * (mm/h)$,
- L der Einfluß der Hanglänge (Relativzahl),
- S der Einfluß der Hangneigung (Relativzahl),
- C der Einfluß der Bewirtschaftung (Relativzahl),
- P der Einfluß langfristiger Schutzmaßnahmen (Relativzahl).

Für die einzelnen Faktoren existieren wiederum Gleichungen, um sie von einfacher zu bestimmenden Standortsparemtern ableiten zu können.

An Hand dieses Modells läßt sich prüfen, welchen Einfluß die in Bayern vorkommende Bandbreite der Einzelfaktoren auf den berechneten Abtrag hat. Es wurde vom Abtrag eines "mittleren bayerischen Standortes" ausgegangen und geprüft, um wieviel sich dessen Bodenabtrag bei Durchlaufen d. s. in Bayern vorkommenden Bereichs der Einzelfaktoren ändert. Dabei wurde eine logarithmische Darstellung gewählt (Abb. 1).

Wird nur die Variationsbreite der Regenerosivität betrachtet, so zeigt sich, daß die höchste bzw. niedrigste in Bayern vorkommende Regenerosivität bei sonst gleichen Bedingungen knapp zu einer Verdopplung bzw. Halbierung dieses "mittleren Abtrags" führen würde. Dagegen liegen die Extreme ackerbaulich genutzter Hangneigungen um den Faktor 120 in ihrer Wirkung auf die Erosion auseinander. Die Hangneigung hat also einen ca. 40-fach größeren Einfluß auf die Differenzierung des Bodenabtrags als die Regenerosivität. Nur bei Kenntnis dieser Einflüsse lassen sich daher die Einflußfaktoren richtig gewichten. Bezeichnend in diesem Zusammenhang ist, daß Richter, für den die ABAG noch nicht verfügbar war, die Bodenerodierbarkeit in 8 Stufen erfaßte, während die ca. 20 mal einflußreichere Reliefenergie nur in 4 Stufen eingeteilt wurde. Ein Verschneiden von Detailkarten ohne Kenntnis der quantitativen Beziehungen der Einzelfaktoren ist daher äußerst problematisch und führt meist zu falschen Gefährdungskarten.

Aus Abb. 1 wird eine 2. Fehlerquelle deutlich: Eine Vergrößerung der Hanglänge wirkt sich im Bereich kleiner Hanglängen wesentlich stärker aus als im Bereich großer Hanglängen. Eine Klassifizierung eines Einflußfaktors ist daher nur dann in richtiger Relation möglich, wenn die Funktion seines Einflusses auf die Zielgröße bekannt ist. Auch diese Voraussetzung wird häufig vernachlässigt.

Drittens lassen sich die Faktorenkarten nur dann zu einer zutreffenden Prognosekarte verschneiden, wenn die Beziehung der Einflußfaktoren untereinander bekannt ist. Als Beispiel sei auf die Erosionskarte von Rhodesien verwiesen, bei der die klassifizierten Einflußfaktoren durch Addition verknüpft wurden. Aus der ABAG ist jedoch bekannt, daß z.B. Regenerosivität und Bodenerodierbarkeit multiplikativ verknüpft werden müssen.

Viertens läßt sich nur mit einem geprüften Modell eine quantitative Aussage treffen. Dabei läßt sich außerdem ersehen, daß die Qualität des Endergebnisses von der Bestimmung des S-Faktors abhängt. Für die Hanglänge wird mit weniger Klassen die gleiche Genauigkeit erreicht, als bei der Hangneigung notwendig sind.

Prognosekarten können daher nur dann zuverlässig erstellt werden, wenn die Einflußfaktoren, ihre Beziehung zur Zielgröße und ihre Verknüpfung untereinander bekannt sind. Für die Erosion ist das in Bayern der Fall, da inzwischen für alle Faktoren der ABAG die entsprechenden Werte vorliegen. Für ihre flächendeckende Erfassung wurde der folgende Weg beschritten.

3 Flächenhafte Erfassung von Einflußfaktoren der Bodenerosion

Ziel der Karten ist es, Landschaftsplanern, Verantwortlichen der Flurbereinigung, Landwirtschaftsberatern und anderen interessierten Kreisen eine Planungsgrundlage an die Hand zu geben, mit deren Hilfe Problemgebiete identifiziert werden können. Durch die Darstellung der einzelnen Erosionsfaktoren in Detailkarten wird es möglich, die wesentlichen Ursachen für das verstärkte Auftreten von Bodenerosion in diesen Gebieten zu erkennen und daraus abzuleiten, in welche Richtung erosionsmindernde Maßnahmen durchgeführt werden sollten. Auf Grund dieser Zielsetzung wurde die Karte für einen Maßstab 1:1 Mio. konzipiert. Für diesen Maßstab erschien eine Rasterkarte am zweckmäßigsten. Das verwendete Raster basiert auf der Einteilung der TK25. Dabei wurde jedes Blatt der TK25 in 25 gleichgroße Rechtecke aufgeteilt. Damit ergibt sich für Bayern eine Zahl von ca. 13000 Rasterfeldern mit einer mittleren Kantenlänge von 2,3 km.

Ein Maß zur Beurteilung der damit erreichbaren Auflösung stellt die Rasterdichte pro Flächeneinheit der Karte dar. Für den gewählten Maßstab 1:1 Mio. beträgt die Rasterdichte des Erosionsatlases ca. 18 Raster/cm². Da für die Veröffentlichung vermutlich ein Maßstab 1:2 Mio. gewählt werden wird, verbessert sich die Rasterdichte auf 74 Raster/cm². Verglichen mit anderen Erosionskarten, die auf Rasterbasis existieren, liegt damit eine sehr hohe Auflösung vor (Tab. 1).

Tab. 1: Rasterdichte (in Raster pro cm² der Endkarte) verschiedener Erosionskarten

Autor & Jahr	----- Thematik -----	Maßstab	Rasterdichte
Richter, 1965	Hangneigung der Gemeinden	1:1 Mio	4.2
	Ackeranteil der Kreise	1:2 Mio	0.8
Stocking & Elwell, 1973	Erosionsgefahr in Rhodesien	1:1 Mio	0.5
Karl & Höltl, 1974	Erosionsschäden im bayerischen Alpenraum	1:350000	13
Stäblein, 1981	Abtragungsgefährdung	1:100000	9
Diez, 1985	Erosionsgefährdung	1:5000	1.6
Auerswald & Schmidt, 1986	Erosionsatlas von Bayern	1:1 Mio	18
		1:2 Mio	74

In jedem Rasterelement wurden folgende Grunddaten erfaßt:

Boden-Erodierbarkeit:

Der K-Faktor wurde aus der Bodenartenansprache des Klassenbeschreibers der Reichsbodenschätzung abgeleitet, da die Reichsbodenschätzung die einzige flächendeckende Aussage über die Böden mit einer ausreichenden Auflösung bietet. Dabei wurden geologische Strukturen mitberücksichtigt. Für geologische Formationen, deren Körnungsspektrum sich durch einen außergewöhnlich hohen Feinstsandanteil auszeichnet, wurden entsprechend abweichende K-Faktoren gewählt. Die Zuordnung der K-Faktoren zu den Klassenbeschrieben der Reichsbodenschätzung erfolgte auf Grundlage der statistischen Auswertung der Erodibilität von über 400 Bodenprofilen (Auerswald, 1986 a; und unveröffentlichte Daten). Die Streubreite der einzelnen K-Faktor-Werte eines Klassenbeschriebes war groß,

Dies gilt besonders für Grünlandbeschriebe, da bei diesen der Körnungsansprache nur wenig Beachtung geschenkt wurde. Auf Grund dieser großen Streubreite ist die Einzelprognose an Hand des Klassenbeschriebes mit einer großen statistischen Unsicherheit behaftet. Der mittlere K-Faktor eines größeren Gebietes, wie es ein Rasterelement darstellt, läßt sich trotz der darin enthaltenen Heterogenität dagegen mit relativ großer statistischer Sicherheit vorhersagen: Der 95%-Vertrauensbereich des mittleren K-Faktors eines Klassenbeschriebes beträgt im Mittel 0.048 (s=0.014, n=22).

Regen-Erosivität:

Für die Erosivität der Regen existiert bereits eine flächendeckende Karte, die Isoerodentkarte von Rogler & Schwertmann (1981). Um eine stärkere Auflösung zu erreichen, wurde zwischen den Isoerodenten an Hand der Verteilung der Sommerniederschläge (Knoch, 1952) interpoliert. Dies ist zulässig, da zwischen den Sommerniederschlägen und der mittleren Jahres-Erosivität eine sehr enge statistische Beziehung besteht (Rogler & Schwertmann, 1981).

Hangneigungseinfluß:

Die Hangneigung wurde an Hand der Höhenliniendichte der TK25 in 6 Klassen eingeteilt. Dabei war die Angabe halber Klassenschritte zugelassen. Mit dieser Genauigkeit der halben Klassenschritte dürfte die Angabe der Hangneigungsklasse aber nicht reproduzierbar sein.

Die Gewichtung der Hangneigungsklassen erfolgte durch Berechnen des S-Faktors nach Wischmeier & Smith (1978), da Auerswald (1986 b) mit Erosionsmessungen belegen konnte, daß diese Gleichung auch unter unseren Boden- und Anbaubedingungen den Einfluß der Hangneigung auf den Bodenabtrag sehr gut beschreibt,

Beim Erstellen von Testkarten ausgewählter Gebiete Bayerns hatte sich gezeigt, daß die Hangneigungen mancher Raster sehr inhomogen sind, mit in der Regel 2 vorherrschenden Hangneigungsklassen. Traten 2 sich deutlich unterscheidende Neigungsklassen auf, so ließen sie sich in der Regel unterschiedlichen Nutzungen zuordnen: eine Klasse überwiegend landwirtschaftlich genutzter Hangneigungen und eine Klasse überwiegend waldbaulich genutzter Hangneigungen.

Ein Beispiel hierfür sind die relativ ebenen, mit Alblehm bedeckten Hochflächen des Jura, die landwirtschaftlich genutzt werden, während die steilen Talflanken mit Wald bestockt sind. Aber auch der gegenteilige Fall kommt vor. Die Pseudogleye der tongründigen Altflächen innerhalb des mittelfränkischen Keuperbeckens stellen landwirtschaftlich ungünstige Standorte dar. Die Landwirtschaft siedelt sich dann bevorzugt auf den etwas stärker geneigten Flächen an. In dieser Landschaftseinheit lag bei 8% der Raster die Hangneigung der landwirtschaftlichen Flächen im Mittel um 2,7% höher als die Hangneigung der nichtlandwirtschaftlichen Flächen.

Die Angabe einer einzigen Hangneigungsklasse, wie sie beispielsweise Richter (1965) auf Grund der mittleren Reliefenergie macht, hätte in solchen Fällen zwar zu einer mittleren, keineswegs aber zur typischen Hangneigung eines Gebietes geführt. Wegen der überragenden Bedeutung des Fehlers in der Zuordnung des S-Faktors auf den Gesamtfehler der Abtragsberechnung, mußte dieser Faktor genauer erfaßt werden. Es wurden daher für jede Rasterfläche die Hangneigungsklassen der unter landwirtschaftlicher Nutzung stehenden Flächen und der nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen bestimmt und ihr Anteil am Raster festgelegt. Damit ergibt sich statt 13000 Rasterflächen die doppelte Anzahl. Da für die Trennung der beiden Nutzungsbereiche kein Raster zugrundegelegt wurde, hat die Karte eine wesentlich höhere Auflösung und Genauigkeit, als sie mit 26000 Rastern zu erreichen wäre. Kartogra-

phisch läßt sich die Verzahnung dieser beiden Bereiche jedoch wegen dieser flexiblen Zuordnung nicht mehr darstellen. Das erscheint bei dem vorgesehenen Maßstab, der keine Flächenzuordnung zuläßt, aber auch nicht sinnvoll.

Hanglängeneinfluß:

Die wirksame Hanglänge eines Flurstückes ist von vielen anthropogenen Einflüssen abhängig. Das Festlegen einer rastertypischen Hanglänge schien daher problematisch. In Kanada, wo ebenfalls Erosionskarten auf Basis der ABAG erstellt werden (Vold et al., 1985), legt man daher einheitlich eine Hanglänge von 100 m zugrunde. Dieses Verfahren wurde jedoch verworfen, da die Hanglänge keine unabhängige Variable ist, sondern negativ mit der Hangneigung korreliert ist. Eine konstante Hanglänge würde zu einer relativen Überbewertung der Erosion in Gebieten größerer Hangneigung führen. Die Feldlänge in Gefällerrichtung wurde daher an Hand von Flurkarten und z.T. zusätzlich an Hand des Wegenetzes der TK25 in 50 m-Klassen erfaßt.

Die Wirkung der Hanglänge auf den Bodenabtrag ist sehr stark abhängig von der Hangneigung. Die Gewichtung erfolgte daher in Abhängigkeit von der Neigung. Diese Abhängigkeit wird durch den Hanglängenexponenten m in der Gleichung des L-Faktors wiedergegeben,

Einfluß der Fruchtfolge:

Die Gewichtung des Fruchtfolgeeinflusses erfolgt mit Hilfe des C-Faktors. Auch für diesen Faktor liegen inzwischen die notwendigen Grunddaten für Bayern vor (Rogler, 1981; Auerswald, 1985 a, b; Kainz, 1985). In jüngsten Arbeiten (Auerswald et al., 1986) konnte gezeigt werden, daß der aus diesen Grunddaten errechnete C-Faktor annähernd linear mit dem Hackfruchtanteil zunimmt. Deswegen läßt sich der mittlere C-Faktor eines Gebietes aus den Fruchtartenanteilen berechnen. Die Grundlage hierzu liefert die Gemeindenutzungserhebung 1983 des Statistischen Landesamtes.

Im Hinblick auf den Nutzungseinfluß wurden folgende Nutzungsarten berücksichtigt:

- Anteil landwirtschaftlicher Nutzung
- Anteil von Grünland und Ackerfläche
- für die Ackernutzung wurde berücksichtigt:
 - der Hackfruchtanteil
 - der Hopfenanteil
 - der Anteil von Klee, Klee gras und Luzerne

Die Bodenverluste, die durch den Schmutzanhang der Zuckerrü-

ben entstehen, wurden an Hand des Zuckerrübenanteils und des für die 4 bayerischen Zuckerfabriken jeweils typischen Schmutzanteils ebenfalls berücksichtigt.

Auswertung:

Mit Hilfe der erfaßten Daten lassen sich verschiedene Karten erstellen: Zunächst können die Grunddaten, z.B. der Zuckerrübenanteil oder die wirksame Hanglänge, dargestellt werden. Aus diesen Grunddaten leiten sich die Faktorkarten, z.B. die L-Faktorkarte oder die C-Faktorkarte ab. Sie geben die nach ihrem Einfluß auf die Erosion gewichteten Grunddaten wieder. Diese Faktorkarten lassen sich wiederum zu thematischen Karten verknüpfen. Aus der Regenerosität, der Boden-erodierbarkeit und der Hangneigung berechnet sich die natürliche Erosionsdisposition eines Standortes. Die Hanglänge und die Nutzung bestimmen die anthropogene Erosionsdisposition. Aus der Kombination aller Faktoren können die mittleren Abträge berechnet werden. Diese Karten sind jeweils für die Ackerflächen, die landwirtschaftlichen Flächen, die außerlandwirtschaftlichen Flächen oder die Rasterflächen möglich. Neben der kartographischen Darstellung ist auch eine statistische Auswertung der Daten möglich. Da die standortkundlichen Teillandschaften 1. Ordnung (Wittmann, 1983) miterfaßt wurden, können die Daten nach diesen natürlichen Grenzen gegliedert und ausgewertet werden. Da für die Raster die Gemeinenummern erfaßt wurden, ist eine entsprechende Auswertung auch nach politischen Einheiten (Gemeinden, Landkreise, Regierungsbezirke) möglich.

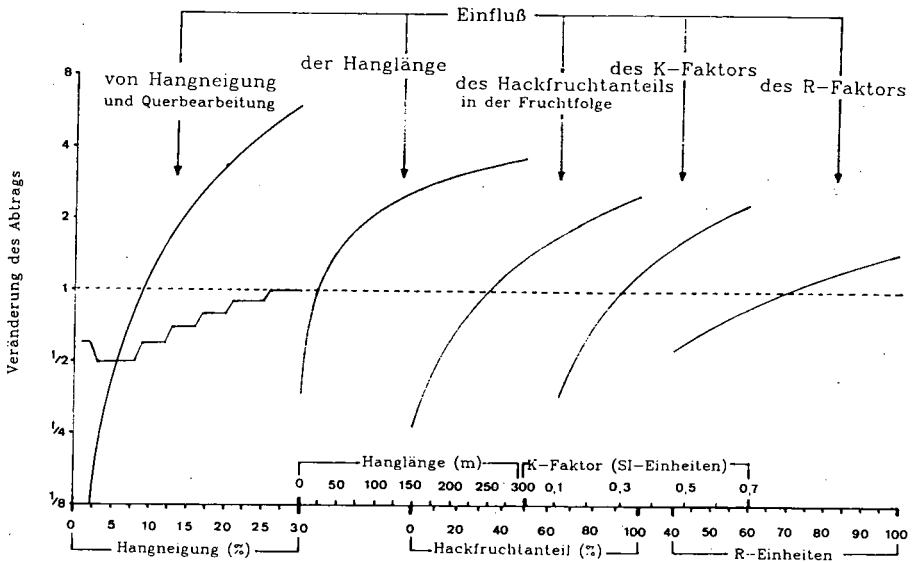


Abb. 1: Relative Veränderung des Bodenabtrages bei Veränderung seiner Einflußfaktoren

**DIE AUSWERTUNG DER BODENSCHÄTZUNGSDATEN MIT HILFE
DIALOGORIENTIERTER DV - PROGRAMME**

von

Dieckmann, H. und H.-J. Müller +)

Im Rahmen der Auswertung der Bodenschätzung für zunächst landschaftsökologische Fragestellungen und Probleme der Nutzungseignung von Böden (HARRES 1978, 1984), aber auch für Fragen des Bodenschutzes und der Landschafts- und Agrarplanung wurde unabhängig von den Arbeiten in Bayern (WEGENER, 1981), Baden-Württemberg (ABELE & FLUM, 1983) und vor allem des Geologischen Landesamtes Hannover (FLEISCHMANN et. al., 1979; HEINEKE et. al., 1981; OELKERS et. al., 1980/81 und andere) am Geographischen Institut der TH Darmstadt der Versuch gemacht, die Daten der Reichsbodenschätzung mit Hilfe der DV aufzubereiten und nutzbar zu machen.

Ausgangspunkt unserer Überlegungen war dabei die Forderung nach einer benutzerfreundlichen Möglichkeit zur Aufnahme und Weiterverarbeitung der Bodenschätzungsdaten unter Minimierung manueller und/oder fachlicher Vorarbeiten. Ziel war die Bereitstellung einer dezentralen Erfassungsmöglichkeit der Datenbestände unter Einsatz ungeschulter Kräfte und ihre zentrale maschinelle Auswertung.

Ausgehend von der geräte-technischen Ausstattung des Geographischen Institutes (Digitizer, Kleinrechner) und des Rechenzentrums der THD (IBM-Rechner/VAX-Rechner) wurde in einer Studienarbeit (MUELLER 1983) die hard- und softwaremäßige Grundlage zur Aufarbeitung der Bodenschätzung gelegt.

Erste Erfahrungen wurden von DIECKMANN et. al. (1984) dargestellt.

Die Konzeption der Aufnahmeprogramme

Zur Aufnahme der Schätzungskarten wurde eine Programmpaket entwickelt, das a) die direkte Digitalisierung der vorhandenen Schätzungskarten ermöglicht, und b) die Übertragung auf den Maßstab der DGK 5 leistet.

Die zuletzt bei COADES u.a. (1985) beschriebene Umzeichnung der Karten auf die DGK 5 entfällt, da nachgeschaltete Programme die Umsetzung der Vorlagen auf den Arbeitsmaßstab 1:5000 ermöglichen. Freiwählbare Ausschnitte aus den Karten sind zudem in jedem beliebigen Maßstab abrufbar. Die verschiedenen Teilkarten werden im Datenbanksystem auf der Basis der DGK-Einteilung zu Einzeldateien zusammengesetzt und abgespeichert.

Durch den Namen der DGK und die Hoch/Rechtswerte der linken unteren Ecke sind diese Einzeldateien eindeutig gekennzeichnet und in der Datenbank abrufbar. Für die weitere Bearbeitung sind die Dateien beliebig aggregierbar.

+) Geographisches Institut der Technischen Hochschule Darmstadt, Schnittspahnstrasse 9, 61 Darmstadt

Die zu digitalisierenden Karteninformationen werden in **GRUNDDATEN** (Gemarkungsname und -grenzen, Maßstab, Begrenzung der Arbeitsfläche, Hoch- und Rechtswerte u.a.), **STRUKTURDATEN** (bebaute Fläche, Verkehrswege, Waldflächen u.a.) und die eigentlichen **BODENSCHÄTZUNGSDATEN** untergliedert.

Bei der Digitalisierung der Bodenschätzungskarten werden dann nicht nur die Koordinaten der bestimmenden Bohrlöcher, gekennzeichnet durch Tagesabschnitt und Profilvernummer, digitalisiert, sondern auch die Grenzen der zugehörigen Schätzungsflächen.

Aufnahme der Grablochdaten

Von zentraler Bedeutung für die gesamte Auswertung der Bodenschätzung ist die Erfassung sämtlicher Angaben der Schätzungsbücher. Zu fordern ist dabei die Bereitstellung von Programmen, die

- a) die Aufnahme durch ungeschultes Personal ermöglichen, und
- b) auf Kleinrechner angepaßt werden können, um eine dezentrale Aufnahme (Finanzämter, Katasterämter) in größerem Umfang zu ermöglichen.

Entwickelt wurde ein **FORMULAREEDITOR**, der die Eingabe der Profilbeschreibungen direkt aus den Schätzungsbüchern formularorientiert am Bildschirm eines Rechners erlaubt. Menuegesteuert können dabei Leerformulare, im Aufbau weitgehend an den Schätzungsbüchern orientiert, ausgefüllt oder geändert (Fehlerkorrektur) werden.

Sämtliche Angaben der Reichsbodenschätzung werden dabei (ähnlich wie bei ABELE u. FLUM 1983 angegeben) **unbearbeitet** (einschließlich aller Randbemerkungen der Schätzer) eingegeben, so daß, im Gegensatz zu anderen Verfahren, die zeitraubende Erstellung von Eingabelisten entfällt. Die bei CORDSEN u.a.(1985) beschriebene Erfassung der Grablochdaten mit Hilfe von Markierbelegen hat gegenüber anderen Verfahren zwar den Vorteil einer dezentralen Anwendbarkeit, scheint aber ein vermeidbarer Umweg zu sein, zumal handelsübliche Kleinrechner mit Diskettenstation bereits weit verbreitet sind und eine Implementierung der Programme in verschiedene Kleinrechner prinzipiell möglich wäre.

Datenspeicherung und -korrektur

Die Speicherung der möglicherweise extern aufgenommenen Daten erfolgt in einem speziell auf die Bedürfnisse der Bodenschätzung zugeschnittenen **DATENBANKSYSTEM**.

Zur Datensichtung und -vorverarbeitung wurden verschiedene **Programmpakete** entwickelt.

Um Fehler beim Digitalisieren der Karten, die nach unseren Erfahrungen leicht auftreten können, auszuschließen, ermöglicht ein **GLÄTTUNGSPROGRAMM** den Ausgleich der beim Einlesen der Koordinaten unvermeidlichen Ungenauigkeiten. Ein **GRAPHISCHER EDITOR** ermöglicht darüber hinaus die interaktive Manipulation der fehlerhaften Koordinaten, die nicht durch die automatische Glättung erfaßt werden konnten. Der fehlerhafte Ausschnitt der aufgenommenen Schätzungskarte kann dazu an einem graphischen Sichtgerät dargestellt werden. Der Benutzer hat dann die Möglichkeit der Änderung (löschen, einfügen, umpositionieren) oder Verschiebung der Grenzen durch Einarbeitung von Ergebnissen der Geländekartierung oder z.B. der Auswertung von Luftbildern.

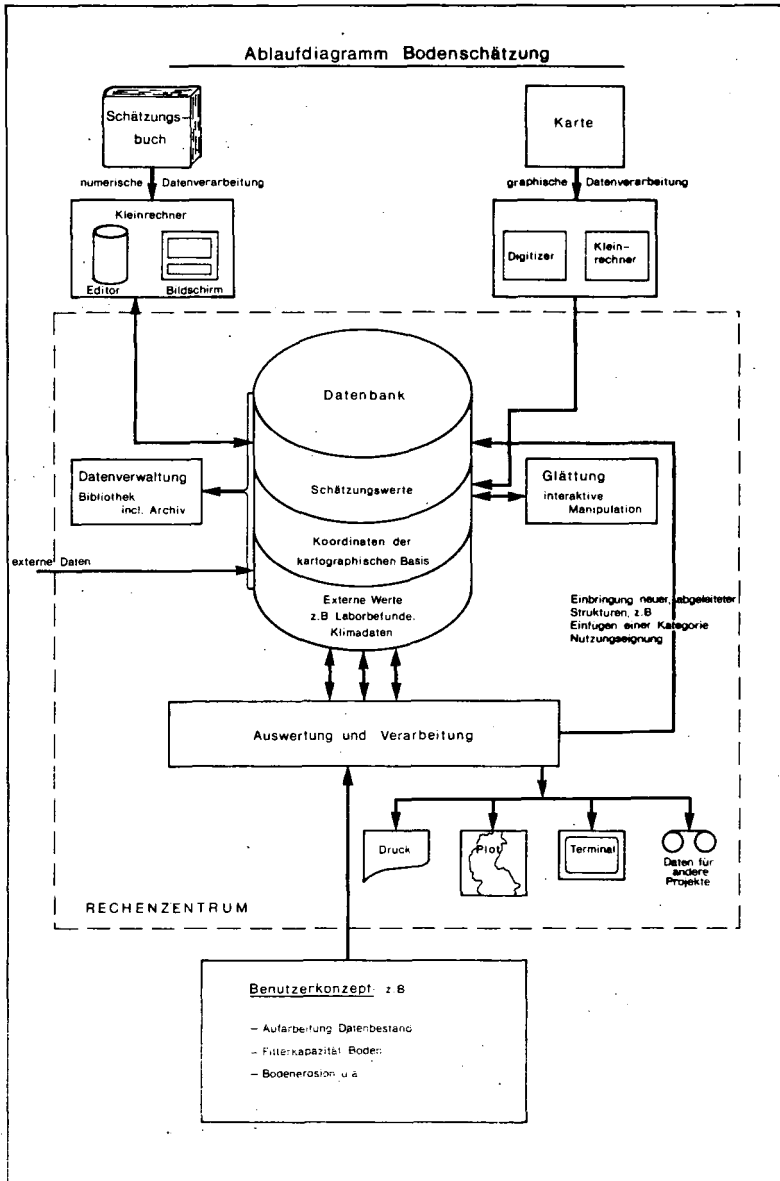


Abb.1: Ablaufdiagramm zur Erfassung und Auswertung der Daten der Bodenschätzung

Datenauswertung und -verarbeitung

Ein **VERWALTUNGSPROGRAMM** ermöglicht die Pflege des Datenbestandes. Über die Speicherung und Zuordnung der Daten der Bodenschätzung hinaus ist für eine weitere Verarbeitung und Auswertung die zusätzliche Einspeisung und Verwaltung verschiedenster externer Daten notwendig (z.B. eigene Profilaufnahmen und Laborbefunde zur Eichung der Schätzungsprofile, Klimadaten, Geologische Grunddaten, Pflanzensoziologische Ergebnisse). Die Einspeisung dieser Daten erfolgt dabei punktbezogen (Hoch/Rechtswerte). Die Daten werden räumlich dem nächstliegenden Bohrpunkt der Bodenschätzung und der dadurch gekennzeichneten Fläche zugeordnet.

Um der geforderten Abstimmung der DV-technischen Arbeitsabläufe (OELKERS et.al. 1983) Rechnung zu tragen, findet der Datenschlüssel Bodenkunde soweit als möglich Berücksichtigung. Kernpunkt der Bearbeitung der Bodenschätzungsdaten ist über die bloße Bereitstellung (Grundkarte 1:5000, systematische Auflistung der Inhalte der Bodenschätzungsbücher) der Bodenschätzungsunterlagen hinaus selbstverständlich die Auswertung und Verarbeitung unter den verschiedenen bodenkundlichen, landschaftsökologischen oder agrargeographisch-planerischen Fragestellungen.

Zur Gewährleistung einer größtmöglichen Universalität bei der Auswertung scheint es uns sinnvoll, die dem Benutzer zur Verfügung stehenden Bearbeitungsprogramme nicht statisch vorgegeben ablaufen zu lassen, sondern flexibel genug zu gestalten, um die verschiedensten Fragestellungen aufzunehmen und realisieren zu können.

Da die Datensätze der Bodenschätzung formal nur Eingabefelder verschiedener Formulare darstellen, kann - wieder formal gesehen - jede Auswertung nichts anderes als eine beliebig große und beliebig komplizierte Verknüpfung aus elementaren Textoperationen sein. Das Programm SELDAT ermöglicht es dem Benutzer, über ein logisches Verknüpfungssystem beliebig kombinierbare Auswertbedingungen in Form von IF-THEN-ELSE-STRUKTUREN zu definieren, die für jeden Datensatz (hier jede Profilbeschreibung) neu angewandt werden. Um die für verschiedene Fragestellungen gewünschten Inhalte aus den Bodenschätzungsunterlagen darzustellen, wählt man über die Datenbank aus dem vorhandenen Datenbestand den gewünschten Arbeitsbereich (z.B. eine Gemarkung) aus. Mit Hilfe der angeordneten PROGRAMMIERTEN AUSWERTUNG ist eine Abfrage der gewünschten Inhalte (z.B. Kalkgehalt in verschiedenen Tiefen) möglich.

über die Ausgliederung einzelner Teilaspekte hinaus, wie sie am Beispiel der Kalkverbreitung in verschiedenen Tiefen bei DIECKMANN et. al.(1984) vorgestellt wurde, wird eine Qualifizierung der Daten durch Zusammenfassung verschiedener Informationen (z.B. Kalkgehalt u. Humusgehalt u. Korngrößen oder Grundwassereinfluß u. Eisengehalt) und durch Korrelation (u.a. mit externen Daten) möglich.

Die dadurch gewonnenen Informationen können erneut in die Datenbank eingebracht werden und ermöglichen durch diese Rückkopplung im Rahmen der Bearbeitung und Erstellung von Benutzerkonzepten eine ständige Erweiterung der Informationsbasis.

Für den Informationsgehalt der Datenbank ist also die QUALITÄT DES BENUTZERKONZEPTES von entscheidender Bedeutung. Da die Ursprungsdaten unverändert in der Datenbank erhalten bleiben können, ist eine Rückführung der Informationen auf die ursprüngliche Datenbasis

jederzeit möglich.

Ausgehend von einer dezentralen, dialogorientierten Datenaufnahme über die zentrale Verarbeitung der Bodenschätzungsdaten in der Datenbank mittels textueller Bezüge bis zur Möglichkeit der Eingabe externer Daten in die Datenbank und ihrer Einbeziehung in die Auswertung ist damit ein flexibles, individuell handhabbares Instrument zur Auswertung der Bodenschätzung für unterschiedlichste Fragestellungen gegeben.

Literaturauswahl:

ABELE, R. u. FLUM, M. (1983): Neue Methoden der Datenerfassung, automatischer Klassifizierung und Datenverknüpfung zur Vorbereitung thematischer geowissenschaftlicher Karten. - Geol. Jb., A 70; Hannover

CORSEN, E., SIEM, H.-K. u. J. LAMP (1985): Erfassung der Grablochdaten der Bodenschätzung mit Hilfe von Markierbelegen. - Mitt. dt. bodenkdl. Ges., 43; Göttingen

DIECKMANN, H., HARRES, H.P. u. H.-J. MÜLLER (1984): Der Einsatz der EDV zur Aufbereitung der Bodenschätzung für aktuelle Fragen der Bodennutzung. - Naturwiss. Ver. Darmstadt, Bericht NF 8; Darmstadt

FLEISCHMANN, R., HACKER, F. u. OELKERS, K.-H. (1979): Erfahrungen bei der systematischen Übersetzung der Geländedaten der Bodenschätzung - eine Vorstufe zur automatischen Datenverarbeitung. - Geol. Jb., F 6; Hannover

HARRES, H.-P. (1978): Landschaftsökologische Grundlegung naturbedingter agrarischer Nutzungseignung am Beispiel der Gemarkung von Hahn und Malchen (nördlicher Oberrhein Graben). - Unveröffentl. Diss. am Fachbereich Geowissenschaften und Geographie. TH Darmstadt; Darmstadt

HARRES, H.-P. (1984): Die Bedeutung der Bodenschätzung für Fragen der Beurteilung, Bewertung und Gestaltung der Umwelt. - Naturwiss. Ver. Darmstadt, Bericht NF 8; Darmstadt

HEINEKE, H.-J., OELKERS, K.-H., SCHREIBER, K.-F. u. THÖLE, R. (1981): Zur ADV-gestützten Verarbeitung von Daten der Reichsbodenschätzung. - Mitt. dt. bodenkdl. Ges., 32; Göttingen

MÜLLER, H.-J. (1984): Erfassung, Verarbeitung und graphische Darstellung von Datenbeständen verschiedener Herkunft. - Unveröffentl. Studienarbeit am Geogr. Inst. der TH Darmstadt; Darmstadt

OELKERS, K.-H. u. VINKEN, R. (1980): Möglichkeiten des ADV-Einsatzes in der bodenkundlichen Landesaufnahme. - Geol. Jb., F 8; Hannover

-, u. LAUKART, W. (1981): Die automationsgestützte Verarbeitung von Bodenschätzungsdaten zur Herstellung der Bodenkarte auf der Grundlage der Bodenschätzung im Maßstab 1:5000 (DGK5Bo). - Nachr. Karten- und Vermessungswesen, 1, 89; Frankfurt/M.

WEGENER, H.-R. (1981): Ein Verfahren zur Auswertung von Daten der Bodenschätzung mit Hilfe der EDV. - Mitt. dt. bodenkdl. Ges., 32; Göttingen



Anforderungen an ein Informationssystem Landwirtschaft aus der Sicht des SRU

von
Gertberg, W. *)

1. Einleitung

Im Rahmen seines Sondergutachtens 'Umweltprobleme der Landwirtschaft' hat der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen zum Komplex Land(wirt)schafts-informationssystem ein Konzept dargelegt, das ich im folgenden stichwortartig vorstellen möchte.

Doch zuvor erlauben Sie mir etwas zur Institution Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) zu sagen und einige Gedanken zur Betrachtungsweise der Umwelt und ihrer Teilbereiche darzulegen, die den umweltbezogenen Ansatz des Konzeptes verdeutlichen sollen.

2. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU)

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen hat den Auftrag, die Umweltsituation in der Bundesrepublik Deutschland und deren Entwicklungstendenzen zu begutachten sowie Fehlentwicklungen zu analysieren und Möglichkeiten zu deren Vermeidung oder Beseitigung aufzuzeigen.

Das Ziel der Arbeit des Rates ist es, die Urteilsbildung bei allen umweltpolitisch verantwortlichen Stellen und in der breiten Öffentlichkeit zu erleichtern.

Der Rat erfüllt seinen Auftrag durch umfassende Gutachten bzw. Gesamtgutachten, Sondergutachten und Stellungnahmen. Die umfassenden Gutachten ("Umweltgutachten") stellen die Lage in allen Bereichen des Umweltschutzes dar, erörtern die wichtigsten umweltpolitischen Fragen und empfehlen Maßnahmen zur Verbesserung des gegenwärtigen Zustandes. Die Sondergutachten beschränken sich auf ein bestimmtes Thema der Umweltpolitik oder einen geographischen Bereich. Die Stellungnahmen des Rates sind aktuellen umweltpolitischen Fragen gewidmet.

Der Rat setzt sich aus 12 Mitgliedern zusammen, die die Hauptgebiete des Umweltschutzes repräsentieren sollen. Die Mitglieder werden vom Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Einvernehmen mit der Bundesregierung für jeweils 3 Jahre berufen. Da eine zweimalige Wiederberufung zulässig ist, kann die Mitgliedschaft bis zu 9 Jahren dauern. Der Rat wählt sich einen Vorsitzenden aus seiner Mitte für die Dauer von 3 Jahren; einmalige Wiederwahl ist möglich.

Bei seiner Arbeit wird der Rat, insbesondere der Vorsitzende, von einer Geschäftsstelle unterstützt. Sie hat ihren Sitz im Statistischen Bundesamt in Wiesbaden und wird vom Geschäftsführer des Rates geleitet. Die Geschäftsstelle erledigt die laufende organisatorische, Verwaltungs- und Informationsarbeit. Sie unterstützt die Mitglieder bei der Informations- und Materialbeschaffung und der wissenschaftlichen Auswertung. Zu ihr gehören auch wissenschaftliche Mitarbeiter, die dem Rat oder einzelnen Mitgliedern zurarbeiten und zu bestimmten Themen eigene Beiträge vorlegen.

3. Die ganzheitliche Betrachtungsweise

Besonders in der Ökologie, der Lehre von den Wechselwirkungen zwischen den Lebewesen und ihrer Umwelt gilt die ganzheitliche Betrachtungsweise, die salopp etwa folgendermaßen formuliert werden kann: "Willst Du 'das Teil' verstehen, so schaue Dir 'das Ganze' an". Diese Betrachtungsweise ist eine Voraussetzung, um die Komplexität und Vernetztheit der Wechselwirkungen bzw. Wirkungsgefüge verstehen und beschreiben zu können.

*) beim Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
c/o Lehrstuhl für Landschaftsökologie
Hohenbachernstr. 19-21
805 Freising

Unterstützt wird das Ganzheitskonzept durch Begriffe aus der Systemtheorie und Kybernetik wie System, Element, Input, Output, Regelkreis, Information. So bezeichnet man beispielsweise eine Gruppe von Elementen mit ihren Wirkungsgefüge als System, in unserem Bereich als Ökosystem. Sie sind über ihre Strukturen und Funktionen charakterisierbar, abgrenzbar und werden durch Energieflüsse, Stoffkreisläufe und Steuermechanismen bzw. Regelkreise aufrecht erhalten. Quelle dieser Wirkungsgefüge im Ökosystem sind zwei Phänomene des BIOS: erstens die Nutzung der Sonnenenergie durch die grünen Pflanzen zum Aufbau biochemischer Verbindungen und biotischer Strukturen aus abiotischen Stoffen und zweitens, ihre Realisierung unter den unterschiedlichsten Bedingungen, also an den verschiedensten Standorten. Gesteuert werden diese Regelkreise über die Informationsaufnahme und -verarbeitung der Lebewesen mit ihren Sensoren, Leitungsbahnen und Organen. Leben beinhaltet also, neben Stoff- und Energieaufnahme und -abgabe, permanente Informations- verarbeitung, dadurch sind Strukturerhaltung, Funktionsgewährleistung, Anpassungen an Zustandsänderungen in bestimmten Grenzen und damit auch Weiterentwicklung möglich.

In diesem Kontext sind auch die hier diskutierten Probleme der Informationsgewinnung und -verarbeitung zu sehen. Dabei stellt sich die Frage, welche Bereiche zu regulieren sind, welche Objekte beobachtet werden müssen und was für Informationen benötigt und verarbeitet werden sollen. Schauen wir uns dazu Abbildung 1 an. Hier ist eine Ganzheits-Version der Umwelt dargestellt mit dem Blickwinkel auf Materieflüsse bzw. Rohstoffpfade und die dazugehörigen Bewirtschaftungskategorien, daneben sind auch Flächennutzungen und Ökosystemtypen angedeutet. Betrachten wir der Block 1.1, das Teilsystem Landwirtschaft, so ist ein wichtiger interner Stoffkreislauf, der des Wirtschaftsdüngers dargestellt und man sieht Einträge (Inputs) wie Betriebsmittel, luftgetragene Schadstoffe und Austräge (Outputs) wie Rohprodukte, Abwasser, die alle sowohl auf Umweltbereiche wie Boden, Wasser, Luft als auch auf Wirtschaftsbereiche und nicht bewirtschaftete Bereiche Einfluß nehmen und wirken.

Mit dieser im Ansatz ganzheitlichen Betrachtungsweise lassen sich wesentliche Teile und Verknüpfungen herausarbeiten, die gegebenenfalls in Detailbetrachtungen vertieft werden müssen.

Nach diesen Vorbemerkungen möchte ich nun das Konzept des SRU zu einem Informationssystem Landwirtschaft' vorstellen. Um die wesentlichen Bereiche hervorzuheben, habe ich den Text schlagwortartig aufgebaut. Der genaue Wortlaut ist im Kapitel 5.5 des Sondergutachtens Umweltprobleme der Landwirtschaft' dargelegt.

4. Informations- und Überwachungssystem Landwirtschaft

Das Informationssystem Landwirtschaft soll kein neues Übersystem sein, schon garnicht ein Überwachungssystem im negativem Sinne, sondern ähnlich wie das Bodenschutzkonzept, das einzelne Artikel schon bestehender Gesetze bezüglich des Bodenschutzes neu faßt oder erweitert, greift dieses System auf bestehende Beobachtungsverfahren und Informationssysteme zurück, die entsprechend dem Informations- und Regulationsbedarf anzupassen sind.

Das Konzept des SRU wird durch die folgenden 5 Punkte strukturiert, wobei Beobachtungsobjekte und Beobachtungsebenen die Kernpunkte bilden; sie werden weiter unten ausführlicher erläutert.

Die Ziele der 'Umweltüberwachung Landwirtschaft' sind:

- Schutz der Landwirtschaft selbst vor nachteiligen Einflüssen
- Sicherstellung einer umweltschonenden Bewirtschaftung
- Schutz der nicht zur Landwirtschaft gehörenden Ökosysteme und Umweltbereiche vor nachteiligen Einflüssen aus der Landwirtschaft.

Die räumlichen Abgrenzungen der Beobachtungsbereiche

erstrecken sich aufgrund der Zielsetzungen auf landwirtschaftlich genutzte Flächen und angrenzende Flächen, insbesondere naturnahe Ökosysteme.

Die Beobachtungsobjekte sind

nachteilige Erscheinungen (Zustandsänderungen), Stoffeinträge und -austräge, interne Vorgänge in der Landwirtschaft.

Als Beobachtungsebenen werden vorgeschlagen

überregionale, regionale und lokale (betriebliche)

Die Umweltbereiche sind definitionsgemäß

Luft (Atmosphäre), Leben (Biosphäre): Pflanzen, Tiere, Menschen, Boden, Gesteine (Pedosphäre).

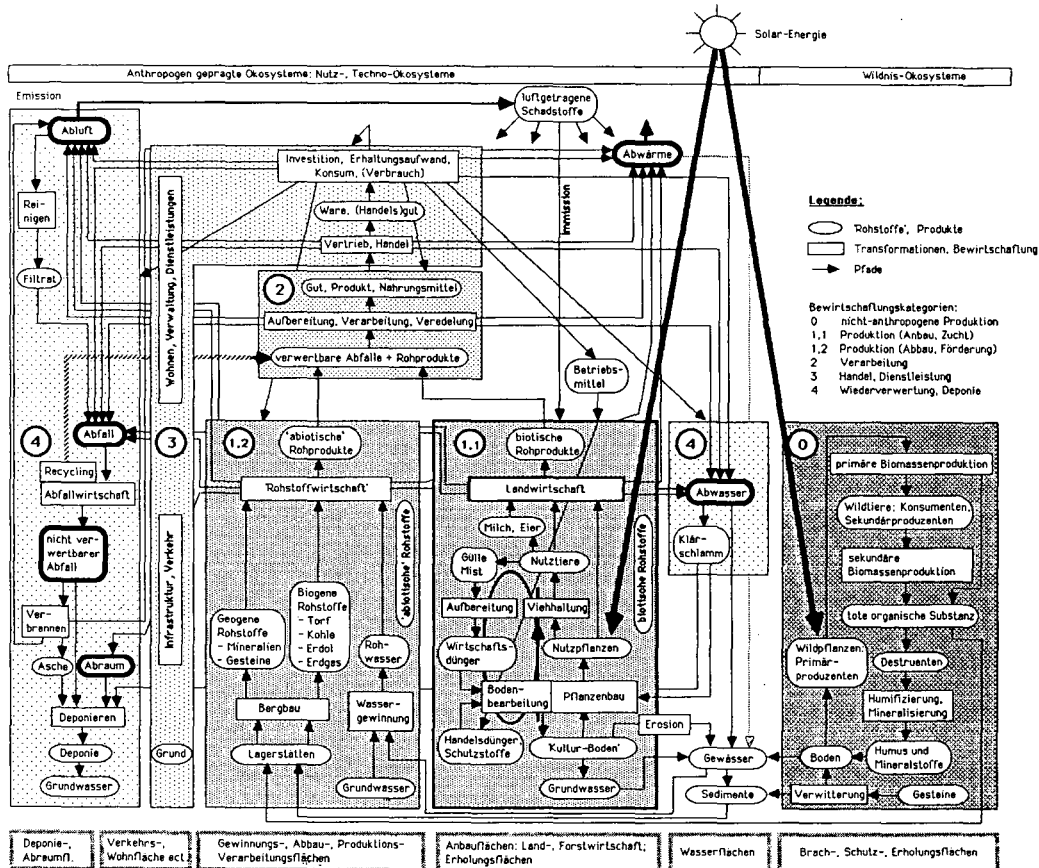


Abbildung 1: Das System Umwelt in abstrahierter Betrachtung

Aspekt: Materieflüsse (Rohstoffpfade) mit Bewirtschaftungskategorien und Flächennutzungen (ohne: Wasserkreislauf, Kreislauf gasförmiger Stoffe sowie Schwingungen und Strahlungen)

Quelle: Eigene Darstellung

Lithosphäre), Gewässer (Hydrosphäre).

4.1 Beobachtungsobjekte

Die Beobachtungsobjekte sind in drei Hauptgruppen mit Untergruppen gegliedert, im einzelnen sind es:

4.1.1 Nachteilige Erscheinungen (Zustandsänderungen) z.B.

physikalische: Bodenverdichtung, Erosion

biologische: Änderung der Artenvielfalt

ästhetische: Beeinträchtigung der Schönheit der Landschaft.

4.1.2 Stoffeinträge und -austräge

Einträge (Inputs)

- Immission von Luftschadstoffen wie Staub, Schwefel- und Stickoxiden, Photooxidantien
- Einträge von Betriebsmitteln wie Pflanzenschutzmittel, Dünger, Futtermittel, Tierpharmaka, Kraftstoffe, jeweils in Verbindung mit ihren Begleitstoffen oder Inhaltsstoffen z. B. durch Beregnungswasser, das mit Schwermetallen verunreinigt ist
- Auftrag von Klärschlämmen, Flußsedimenten und Müllkompost mit ihren Schadstofffrachten
- Einbringung von Tieren, Pflanzen, Saatgut.

Austräge (Outputs)

- Emission luftfremder Stoffe und Gerüche
- Austrag von Pflanzenschutzmitteln
- Mobilisierung von Schwermetallen im Boden
- Abschwemmung von Phosphat und Nitrat ins Oberflächengewässer
- Austrag von Silage-Sickerwässern ins Oberflächen- und Grundwasser
- Auswaschung von Nitrat ins Grundwasser
- Gehalt naturfremder Stoffe in landwirtschaftlichen Produkten.

4.1.3 Interne Vorgänge

Umweltbereich Boden

Zu diesem Umweltbereich müssen im Grundsatz Bodenzustand, Bodenbearbeitung und Stoffumsätze beobachtet werden.

Landwirtschaftliche Infrastruktur, wie

Flurgestalt, Schlaggrößen, Meliorationsmaßnahmen, Wegenetz, landwirtschaftliche Wasserwirtschaft. Diese Bereiche müssen ebenfalls der Beobachtung und zum Teil auch staatlicher Aufsicht unterliegen.

Pflanzenbau

Hier sind gegebenenfalls: Anbauverhältnisse, Art und Qualität der Kulturpflanzen und des Saatgutes, Fruchtfolgen sowie Pflege- und Erntemaßnahmen zu beobachten. Zum Teil ist eine quantitative Erfassung (besondere Ernteerfassung) bzw. eine Qualitätsaufsicht (Saatgut, Lebensmittel) notwendig.

Viehwirtschaft

Analog müssen in der Viehwirtschaft Viehhaltungsformen (Viehbestände, Artenzusammensetzung, Futterversorgung) und ihre Umweltfolgen, insbesondere bei bodenunabhängiger Intensiv-Tierhaltung beobachtet werden.

Angrenzende Flächen (Biotop)

Sie sind ebenfalls zu beobachten, da sie unter Umständen Einwirkungen aus den landwirtschaftlichen Flächen ausgesetzt und als 'Grenzbiotop' oft wegen ihres ökologischen Wertes besonders schutzwürdig sind.

In Abbildung 2 sind die Beobachtungsobjekte bzw. Einträge und Austräge im Zusammenhang dargestellt.

4.2 Die Beobachtungsebenen

Wie bei den Beobachtungsobjekten, so ergibt sich auch für die Ebenen eine Dreiteilung mit folgenden Beobachtungsverfahren und -objekten:

4.2.1 Überregionale Beobachtungsebene

Großräumige Beobachtung durch Fernerkundung

Struktur- und Zustandsaufnahmen z.B.: Landnutzung, Flurgestaltung, Wetterbedingungen, Wasserhaushalt, Bodenfeuchte, Vegetationszustand, Vitalität der Pflanzen können z. B. für die landwirtschaftliche Beratung nützlich sein; Messung von Schadstoffkonzentrationen in der Atmosphäre, zur Erfassung der geographischen Verteilung von Schadstoffen und zur Ortung und Verfolgung von Abgaswolken; Beobachtung von Verschmutzungen in Oberflächengewässern.

Beobachtung mittels bundesweiter statistischer Daten zu

Düngern, Pflanzenschutzmitteln, Kraftstoffen; Emissions-Depositions-Bilanzen von Schadstoffen; Populationen wildlebender Pflanzen und Tiere. Durch eine Auswertung der Informationen zur Emission luftfremder Stoffe lassen sich Aussagen über die nicht landwirtschaftlich verursachten Depositionen ableiten.

Ermittlung von Emissionen aus landwirtschaftlichen Maschinen

durch spezifische Emissionsfaktoren für landwirtschaftliche Maschinen, die in Verbindung mit den Maschinen-Bestandszahlen eine Abschätzung der aus dem Kraftstoff stammenden Emissionen ermöglichen.

4.2.2 Regionale Beobachtungsebene mit

Technischer Überwachung von:

- Luft durch Messungen von Immissionen auch außerhalb von Belastungsgebieten
- Boden durch Erfassen auch der Depositionen an den Immissionsmeßstationen, durch langfristige Untersuchungen des Schadstoffeintrags und -verbleibs auf landwirtschaftlichen Flächen.
- Grundwasser: durch Rohwasseruntersuchungen; durch Beobachtung auch der schutzwürdigen Grundwasservorkommen, besonders in Gebieten mit Dungüberschußbetrieben oder wo Sonderkulturen auf leichten Böden eine Gefährdung mit sich bringen; durch Meßprogramme für Grund- und Trinkwasser, um eine Übersicht der Verunreinigung des Grundwassers durch Pflanzenschutzmittel zu gewinnen.
- Oberflächengewässer durch Beobachtung: des Gützustandes der Oberflächengewässer im ländlichen Raum unter Einbeziehung der Quellen; schwer abbaubarer Stoffe wie chlorierte organische Verbindungen; von Schwermetallen und Nährstoffen.

biologischer Überwachung (Biomonitoring) durch

Bioindikation, sie ist die Aufschlüsselung des Informationsgehaltes lebender Systeme (Organismen, Ökosysteme) für die Bewertung von Lebensräumen. Es wird vorgeschlagen: in Feldbeobachtungen Pflanzen- und Tierpopulationen genauer festzustellen, verschiedene Ökosysteme/Biotope möglichst kleinräumig zu klassifizieren, frei lebendes Wild in Lebensmittel-Untersuchungen mit einzubeziehen.

Betriebsmittelüberwachung

durch Darstellung des Betriebsmitteleinsatzes auf der Ebene der Landwirtschaftskammern und für kleinere Naturräume

- durch überbetriebliche Erfassung der Betriebsmittel (Kraft-, Düngestoffe, Pflanzenschutzmittel) z.B. auch bei Herstellung, Vertrieb und Einkauf (Einkaufsgenossenschaften)
- durch Kontrolle der Handelsdünger und Pflanzenschutzmittel entsprechend den Zulassungsvorschriften
- durch Beobachtung des überregionale Transport landwirtschaftlicher Abfälle.

Beobachtung der Landschaftsstruktur

- über Fernerkundung von Satellit und Flugzeug
- durch kartographische Erfassung der Flächennutzung
- Eine terrestrische Beobachtung von Gestalt, Wasserführung und Bewuchs kleinerer Gewässer im ländlichen Raum muß hinzukommen.

4.2.3 Lokale (betriebliche) Beobachtungsebene

Beobachtung der Landschaftsnutzung

Zu den auf großräumiger und regionaler Ebene gewonnenen und in Informationssystemen zusammengeführten Daten und kartographischen Darstellungen müssen ggf. auch parzellenbezogene Informationen hinzutreten, wie

- planerische Festlegungen
- naturschutz-, wasserrechtliche Auflagen
- Schadstoffvorbelastung des Bodens

Die Informationssysteme müssen insofern ein erweitertes Bodenkataster umfassen. In ihm können auch

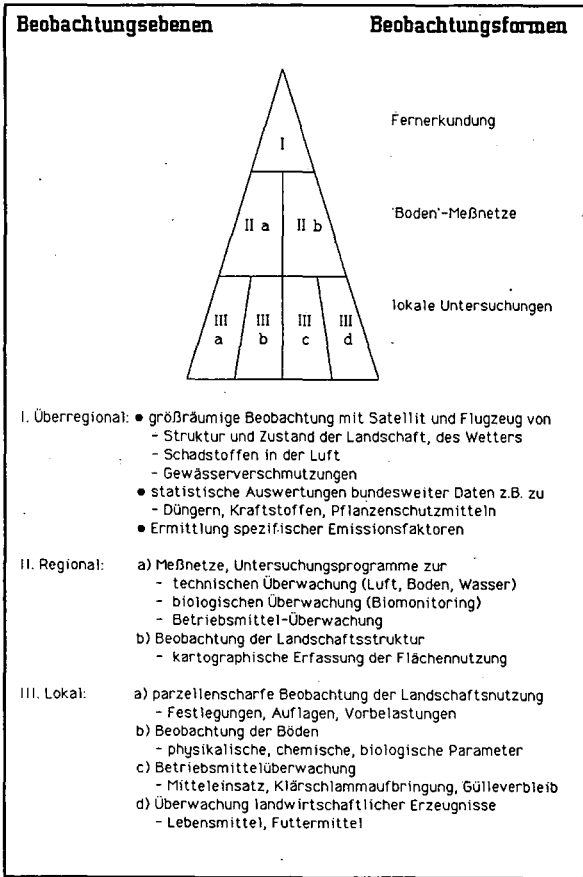
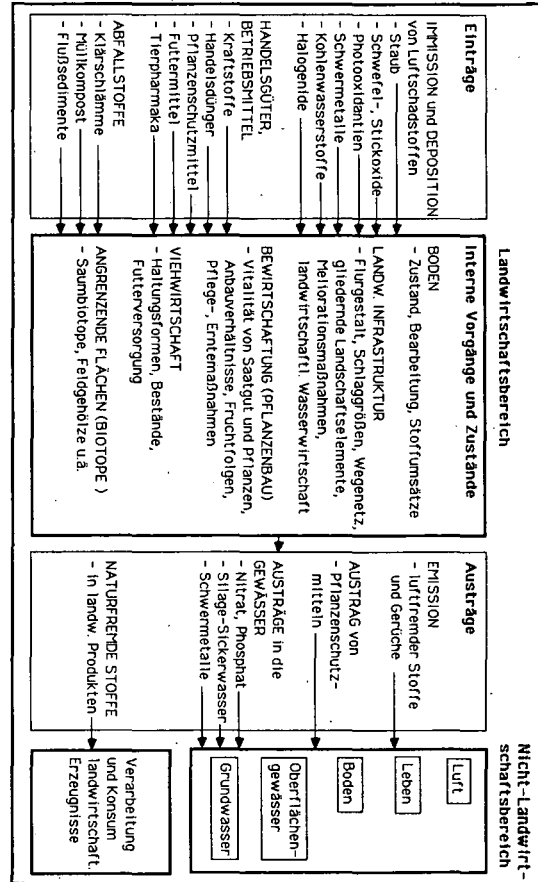


Abbildung 3: Informationssystem Landwirtschaft: Beobachtungsebenen

Quelle: SRU, verändert

Abbildung 2: Informationssystem Landwirtschaft: Beobachtungsobjekte
Quelle: SRU, verändert



Lage, Verlauf, Schadstoffbelastung und begleitende Pflanzen von kleineren Gewässern dokumentiert werden. In Hinblick auf Saumbiotope, Feldgehölze usw. sollte die Erweiterung von Bodenkatastern zu Biotopkatastern angestrebt werden.

Beobachtung der Böden

Der Rat empfiehlt das Verfahren der besonderen Ernteermittlung bundesweit mit einer Überwachung der Böden zu verbinden und z.B. folgende Parameter zu erheben:

- physikalische Parameter z.B. zur Beschreibung von
 - Verdichtung, Erosion, Wasserhaushalt
- chemische Parameter, wie
 - Kationen-Austauschkapazität, Anionen-Absorptionsfähigkeit,
 - Belastung mit besonderen Chemikalien (Schwermetallen u. a.)
- biologische Parameter, wie
 - biologische Aktivität, Bestandsstärken und -vielfalt der Meso- und Makrofauna (z. B. Regenwurmpopulationen).

Beobachtung der Betriebsmittel

- Schlagdatei
 - Eine Überwachung des Betriebsmitteleinsatzes kann in erster Linie bei der Schlagdatei einsetzen. Hier sollten umweltrelevante Angaben wie
 - aufgebrauchte Mengen an Handels- und Wirtschaftsdünger
 - Pflanzenschutzmaßnahmen, Vorfrucht,
 - besondere Formen der Bodenbearbeitung u. a. eingetragen werden.
- Mitteilung über Schwermetallgehalte bei der Klärschlammaufbringung
 - In den vorgeschriebenen Mitteilungen an die Behörde über Boden- und Klärschlamanalysen fällt eine Fülle von auswertbaren Daten an, die zusammen mit den Ergebnissen der Bodenuntersuchung ausgewertet und in einem Informationssystem nutzbar gemacht werden können.

Überwachung landwirtschaftlicher Erzeugnisse

Lebensmittel, Futtermittel

In Abbildung 3 sind die Beobachtungsebenen nochmals veranschaulicht.

4.3 Abschließende Bemerkungen

Bei den vielfältigen und noch zunehmenden Meß- und Beobachtungstätigkeiten fällt eine Fülle von Daten an, die entsprechend den unterschiedlichen Zwecken zusammengeführt, nach einheitlichen Kriterien geordnet und - je nach Art der Daten - für die Überwachung, Beratung, Planung und Forschung zugriffsbereit gemacht werden sollten. Dabei werden aus datenschutzrechtlichen Gründen Einschränkungen zu beachten sein.

Angesichts verschiedener Stellen, die Informationssysteme anstreben, wird vorgeschlagen, die Gelegenheit zu zentraler Sammlung und Speicherung nutzbarer Daten zu ergreifen.

Darüberhinaus wird es sich häufig empfehlen, bereits im Vorfeld einer Informationssammlung mit sekundären Nutzern abzustimmen, welche Daten in welcher Form gespeichert und den Nutzern bereitgestellt werden sollen.

5. Literatur

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1985)
Umweltprobleme der Landwirtschaft
Sondergutachten März 1985
Kohlhammer, Mainz

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1985)
Aufgaben, Mitgliedschaft, Arbeitsweise
Selbstverlag, Wiesbaden

Entwicklungstendenzen bei der rechnergestützten Konstruktion großmaßstäbiger Bodenkarten am Beispiel Niedersachsens

von:

HEINEKE, H.-J., KLEEFISCH, B. und OELKERS, K.-H.*

1. Einleitung:

Die zeitgerechte Bereitstellung flächendeckender bodenkundlicher Unterlagen in ausreichender Genauigkeit (d. h., in allen Maßstäben bis hin zur Parzellenschärfe) kann nur erreicht werden, wenn es gelingt,

- vorhandene Unterlagen verfügbar zu machen und
- diese so zusammenzufügen und auszuwerten, daß die dann noch notwendigen zusätzlichen Erhebungen möglichst geringgehalten werden können. Das setzt voraus, daß
 - bodenkundliche Zusammenhänge aus den vorhandenen Unterlagen (die über weite Gebiete die bodenbildende Ausgangssituation weitgehend wiedergeben) erkannt werden und
 - diese Erkenntnisse in der Form eines räumlichen Übertragungsmodells so definiert werden, daß die Auswertung der sehr umfangreichen und manuell kaum handhabbaren Unterlagen DV-gestützt erfolgen kann.

2. Stand der Arbeiten:

Ein Arbeitsflußplan zur Herstellung von Bodenkarten und Auswertkarten wurde entwickelt, seine DV-technische Realisierbarkeit analysiert und am Beispiel der Daten der Bodenschätzung erprobt (OELKERS et al. 1983). Im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme von Niedersachsen erfolgt seit 1984 die Bodenkartierung mit DV-Unterstützung. Dabei werden die Profilbeschreibungen der Bodenschätzung (bestimmende Grablöcher) vollständig digital erfaßt, mit einem Übersetzungsschlüssel in den beim NLFb gültigen Sprachgebrauch umgesetzt und das Ergebnis der Kartierung in geeigneter Form (Teilkonzeptkarte) zur Verfügung gestellt.

* NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT für BODENFORSCHUNG
Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

Nach der Geländearbeit werden die automatisch umgesetzten Profile fachlich überprüft und ggf. korrigiert. Aus der daraus hervorgehenden formal und fachlich fehlerfreien, digitalen bodenkundlichen Basisdatei werden dann sowohl die zu publizierende Grundlagenkarte 'Bodenkarte auf der Grundlage der Bodenschätzung i. M. 1 : 5 000' als auch wahlweise Auswertkarten in Absprache mit den Benutzern abgeleitet.

3. Weiterentwicklungen:

Es ist das Ziel, alle bodenkundlich auswertbaren Unterlagen digital zu erfassen, um sie entsprechend der Darstellung in Abb. 1 für die Kartierung im Gelände auszuwerten und verfügbar zu machen. Die Abb. 1 zeigt in der Vertikalen die Arbeitsschritte und in der Horizontalen die jeweiligen Arbeitsergebnisse.

Im ersten Arbeitsschritt erfolgt danach die Homogenisierung (H) und Erfassung (E) der Kartenunterlagen (BS = Bodenschätzung, FOR = Forstliche Standortkarten, GEO = Geologische Karten, REL = Reliefdaten, KUL = Kulturartenwandel aus historischen und heutigen topographischen Karten, KLI = Klimakarten). Es soll zunächst erprobt werden, den Daten der Bodenschätzung (Profil und Grenzen) die Daten der Geologischen Karte und die Reliefdaten hinzuzufügen.

Für ein Geologisches Landesamt sind viele dieser Informationen mit Ausnahme der Geologischen Karten Fremddaten. Es wird angestrebt, daß die Erfassung dieser Daten von denen vorgenommen wird, die für ihre Erhebung, Fortführung und Pflege jeweils zuständig sind.

Im zweiten Arbeitsschritt erfolgt die Überlagerung der Daten, wobei die alphanumerischen und graphischen Dateien der verschiedenen Informationsebenen jeweils zu einer Datei zusammengefaßt werden. Für alle sich bei der Überlagerung ergebenden Teilflächen ('Kleinste Geometrien') wird der komplette flächenspezifische Satz der Eingangsinformation zusammengestellt.

Unter der vorläufigen Prämisse flächenhomogener Ausprägung aller überlagerten Faktoren kann bei der nachfolgenden Übersetzung für jede Teilfläche ein spezifisches Profil ermittelt werden.

Dieses als Leitprofil anzusehende Profil ist jedoch auch bei großmaßstäblicher Arbeitsweise häufig noch mit anderen Profilen vergesellschaftet. Die derzeitige Arbeitskonzeption beabsichtigt die Realisation der Zuordnung der Leitprofile zu definierten Bodengesellschaften mittels eines räumlichen Vorhersagemodells, dessen Konzeption auf Grundlage bereits begonnener Ausschnittskartierungen in großem Maßstab beruhen soll.

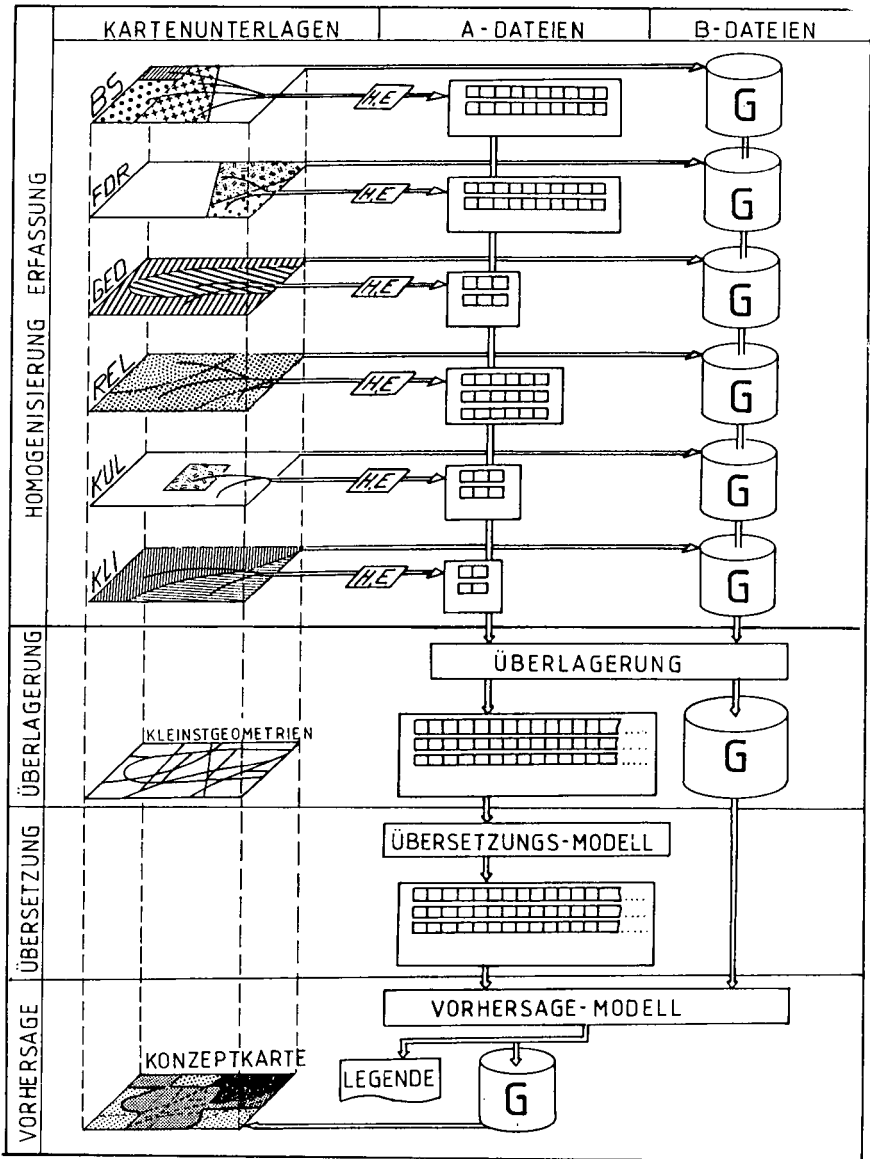


Abb. 1: Schematischer Flußplan zur vollständig rechnergestützten Konzeptkarte mit Legende

Alternativ hierzu wäre zu prüfen, inwieweit sich die Bodenvergesellschaftungen innerhalb der einzelnen Überlagerungsgeometrien aus der mitzuerfassenden Variabilität der Eignungsfaktoren innerhalb ihrer kartierten Einheiten herleiten lassen.

4. Literatur:

BENNE, I., W. LAUKART, K.-H. OELKERS u. W. SCHIMPF (1983): Realisierung der DV-gestützten Herstellung bodenkundlicher Karten unter besonderer Berücksichtigung der Bodenschätzung. - Geol. Jb., A 70, S. 103 - 118, Hannover

LÜDERS, R. u. K.-H. OELKERS (1981): Die Konzeptkarte im Arbeitsfluß der bodenkundlichen Landesaufnahme Niedersachsens. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft. 32, S. 727 - 730

OELKERS, K.-H., U. SCHIMPF u. LÜDERS, R. (1983): Analyse eines Arbeitsflusses zur DV-technisch gestützten Herstellung von Bodenkarten. - Geol. Jb. A 70, S. 87 - 101, Hannover

EDV-gestützte Erstellung von Erosions-Akkumulationskarten

Hensel, H. und H.-R. Bork¹⁾

Kurzfassung

Es wird ein Verfahren zur Abschätzung der Bodenerosion aus Routinedaten der Landesbodenkartierung, der Landesvermessung und des Deutschen Wetterdienstes vorgestellt. Die Ermittlung der Bodenerosion erfolgt anhand einer modifizierten Version der Universal Soil Loss Equation. Die auf Einzugsgebiete bezogene Berechnung des LS-Faktors und die Bestimmung der Erosions-Akkumulations-Bilanz für jede diskretisierte Rasterfläche in einem Einzugsgebiet stellen die wesentlichen Veränderungen und Ergänzungen dar.

Einleitung

Im Rahmen des DFG-Schwerpunktprogrammes "Digitale Geowissenschaftliche Kartenwerke" wird von der Abteilung für Physische Geographie und Landschaftsökologie der Technischen Universität Braunschweig das Thema "EDV-gestützte Erstellung großmaßstäbiger Erosions-Akkumulations-Karten" bearbeitet. Ziel dieses Forschungsvorhabens ist die Entwicklung von Verfahren zur EDV-gestützten, routinemäßigen Abschätzung der Bodenerosion auf der Basis der Deutschen Grundkarte.

Die flächenhafte Prognostizierung der Bodenumlagerungen kann durch eine Analyse der Faktoren erfolgen, die Art und Ausmaß der Bodenumlagerungen determinieren. Die bedeutendsten Faktoren sind die Niederschlagsverhältnisse (Dauer, Intensität, kinetische Energie, Häufigkeit, jahreszeitliche Verteilung, usw.), der Zustand des Oberbodens (u.a. Körnung, Aggregatstabilität, Wasserleitfähigkeit), das Relief (Hanglänge und -neigung, Hangform, Entfernung zur Wasserscheide, Größe des Einzugsgebietes usw.) und die Landnutzung (Fruchtfolge, Bodenbearbeitungsart, -zeit und -richtung, usw.). Zur quantitativen Abschätzung der Erosionsgefährdung wurde in den Vereinigten Staaten bereits in den fünfziger Jahren von WISCHMEIER und SMITH ein empirisches Verfahren entwickelt - die Universal Soil Loss Equation, abgekürzt USLE (WISCHMEIER 1959, WISCHMEIER & SMITH 1962, 1978). Die empirischen Funktionen der USLE sind auf mitteleuropäische Standorte nur sehr bedingt anwendbar, da sie anhand von Parzellenmessungen in den Vereinigten Staaten bestimmt wurden. In den letzten Jahren wurde die USLE in der Bundesrepublik Deutschland vor allem von SCHWERTMANN und Mitarbeitern mit dem Ziel modifiziert, um die Faktoren an mitteleuropäische Verhältnisse anzupassen und die USLE auch hier anwenden zu können (SCHWERTMANN 1982). So wurden von BADER & SCHWERTMANN (1980) sowie ROGLER & SCHWERTMANN (1981) die Regenfaktoren für verschiedene bayerische Standorte er-

¹ Abteilung für Physische Geographie und Landschaftsökologie, Technische Universität Braunschweig, Langer Kamp 19c, D-3300 Braunschweig

mittelt und eine Isoerodentkarte von Bayern herausgegeben. MOLLENHAUER, CHRISTIANSEN, RATHJEN & MEUSER (1983) ermittelten für hessische Standorte R-Faktoren. Eine von AUERSWALD (1985) durchgeführte Überprüfung des Hangneigungsfaktors belegt die Eignung des in der USLE enthaltenen Algorithmus. Eine Anpassung des K-Faktors beschreiben BECHER und SCHWERTMANN (1981). Bestimmungen des Boden-erodierbarkeitsfaktors liegen u.a. von AUERSWALD (1983), BECHER, AUERSWALD und BERNARD (1983), SCHMIDT & WITTMANN (1982) und WEGENER (1981) vor. Auch der Bedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktor C wurde an mitteleuropäische Kulturpflanzen und Bewirtschaftungsmaßnahmen angepaßt (SCHWERTMANN 1982, AUERSWALD 1985). Die Arbeiten für einen routinemäßigen Einsatz einer vereinfachten Version der USLE zur Generierung einer Erosionsgefährdungskarte von Bayern beschreibt DIEZ (1985).

Die von SCHWERTMANN und Mitarbeitern auf mitteleuropäische Verhältnisse adaptierte USLE bildet die Grundlage unserer Arbeiten. Aufbauend auf dieser Version der USLE wurde ein weitgehend automatisiertes Verfahren zur Berechnung der Bodenumlagerungen aus EDV-gerecht erfaßten und verarbeiteten Basisdaten entwickelt. Dieses Verfahren wurde am Beispiel des Blattes Achimer Berg der DGK5 (TK25, Nr. 3929, Blatt 14) getestet. Der Achimer Berg liegt ca. 30 km südlich von Braunschweig im Ostbraunschweigischen Hügelland.

Die modifizierte USLE und ihre Anwendung

In einem ersten Schritt werden die Basisdaten der USLE erhoben und berechnet. Die USLE enthält die Faktoren R (Regen- und Oberflächenabflußfaktor), K (Bodenerodierbarkeitsfaktor), L (Hanglängenfaktor), S (Hangneigungsfaktor), C (Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor) und P (Erosionsschutzfaktor). Eine Modifikation des L-Faktors erfolgt durch die wählbare Berücksichtigung von Einzugsgebietsgröße oder Hanglängen. In weiteren Schritten wird eine Bilanzierung der Erosion und Akkumulation vorgenommen sowie der maximal tolerierbare Bodenabtrag für unterschiedliche Bodentypen bestimmt. Die Eingabedaten der einzelnen Faktoren der modifizierten USLE liegen in unterschiedlicher Form vor (Punkt-, Raster-, Flächendaten) und müssen deshalb spezifisch erhoben, berechnet und weiterverarbeitet werden. Daher sind auch die Grenzen der berechneten Flächen für die einzelnen Faktoren nicht identisch. Dieses Problem der "Flächenüberschneidung" wurde durch Rasterung der unregelmäßigen Flächen in die Einheiten der Rasterflächen des LS-Faktors gelöst. Die berechneten Einzelfaktoren liegen für jede Rasterfläche (12.5 m X 12.5 m) vor. Für den Gesamtausschnitt der DGK5 resultieren daraus ca. 26000 Einzelflächen. Der Gesamtabtrag errechnet sich aus der Multiplikation der Einzelfaktoren für jede Rasterfläche.

Die Berechnung des R-Faktors erfolgte mit Hilfe von Niederschlagsdaten der Jahre 1974 bis 1982, die in dem ca. 10 km westlich gelegenen Untersuchungsgebiet Neuenkirchen gemessen wurden. Der Wert für den R-Faktor wurde mit 41 berechnet.

Der Erodierbarkeitsfaktor K ist abhängig von der Bodenart, dem Anteil an organischer Substanz, der Aggregatgröße und der Permeabilität. Er wird größer mit abnehmendem Tongehalt, abnehmendem Anteil an organischer Substanz, abnehmender Permeabilität, zunehmendem An-

teil der Korngröße zwischen 0.002 bis 0.2 mm und zunehmender Aggregatgröße. Die erforderlichen Punktdaten wurden vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLFb) auf Datenträger zur Verfügung gestellt. Die Bodenart lag alphanumerisch vor und wurde in numerische Werte und USA-Norm umgerechnet. Der Anteil an organischer Substanz ergab sich aus dem Humusgehalt. Die Permeabilitätsklassen wurden mit Hilfe der Korngröße, die Aggregatklassen aufgrund der Aggregatgröße bestimmt. Geländebeobachtungen ergaben Aggregatgrößen meist zwischen 2 und 10 mm Durchmesser. Die erwähnten Punktdaten werden den Bodengrenzen der Bodenschätzung zugeordnet. Dazu werden zunächst die Bodenschätzungsgrenzen digitalisiert. Ein Programm-Modul zum Lokalisieren von Punkten innerhalb eines Polygonzuges ordnet automatisch die Punktdaten den Flächendaten zu. In einem weiteren Programmschritt werden diese Flächen mit dem Grundraster (12.5 m X 12.5 m) gefüllt (Rasterung) und mit dem entsprechenden K-Faktor abgespeichert.

Der LS-Faktor kann mit Hilfe der Größe der Einzugsgebiete oder mit Hilfe der Entfernung zur Wasserscheide berechnet werden. Über die Hanglänge (bzw. die Größe des Einzugsgebietes) wird die zunehmende Erosion bei akkumulierender Wassermenge berücksichtigt. Eine Berücksichtigung divergierender oder konvergierender Wasserflüsse auf der Bodenoberfläche ist mit dem Standardverfahren, dessen Grundlage die Hanglänge ist, nicht möglich. Der LS-Faktor wurde deshalb insofern modifiziert, daß die Größe des Einzugsgebietes statt der Entfernung zur Wasserscheide als Eingabegröße verwendet werden kann. Eine Eichung erfolgte jeweils über das arithmetische Mittel zwischen Größe des Einzugsgebietes und der Entfernung zur Wasserscheide.

Die Hangneigung, die Größe des Einzugsgebietes und die Hanglänge wurden mit Hilfe des an der Abteilung für Physische Geographie und Landschaftsökologie der TU Braunschweig entwickelten Digitalen Reliefmodells berechnet (BAUER et al. 1985). Grundlage dieser Berechnungen sind Höhendaten im 12.5 m-Raster, die vom Niedersächsischen Landesverwaltungsamt, Abt. Landesvermessung, in digitaler Form zur Verfügung gestellt wurden. Der LS-Faktor wurde auf der Basis der Einzugsgebietsgröße und - zum Vergleich - auf der Basis der Hanglängen mit Hilfe eines Programm-Moduls erstellt, die Ergebnisse abgespeichert und kartographisch dargestellt. Figur 1 zeigt den auf Einzugsgebiete bezogenen LS-Faktor. Im Nordosten des Untersuchungsgebietes zeichnet sich der Achimer Berg mit Hangneigungen bis über 10 % deutlich ab. Die Hangneigung geht sowohl in den Hangneigungs- als auch in den Hanglängenfaktor als Potenz ein und wirkt deshalb überproportional. Bereiche stärkeren Gefälles treten deshalb deutlich hervor. Im Randbereich des Achimer Berges findet man eine Anzahl von Dellen, in denen das Oberflächenwasser konvergiert. Trotz der dort auftretenden relativ geringen Hangneigungen zeichnen sich diese Bereiche durch mittlere bis höhere LS-Faktoren aus (0.5 bis 2.0). Berechnungen des LS-Faktors auf der Grundlage der Entfernung zur Wasserscheide zeigen, daß solche Bereiche einen weit geringeren Topographiefaktor aufweisen. In den Bereichen außerhalb des Achimer Berges treten nur selten höhere LS-Faktoren auf. Sie liegen dort ganz überwiegend unter 0.2.

Der C-Faktor beschreibt die Abweichung von der Standardparzelle (Schwarzbrache) unter Berücksichtigung der Anbaufrucht und der Art der Bearbeitung im Zusammenhang mit den jeweiligen Zeitpunkten

der erosionswirksamen Niederschläge. Der C-Faktor (und damit die Erosion) nimmt ab, wenn eine Zwischenfrucht angebaut wird, wenn Minimalbearbeitung erfolgt, bei Anbaufrüchten, die einen höheren Bedeckungsgrad bereits vor den erosionswirksamen Sommerregen ausbilden oder wenn das Stroh oder Blatt auf dem Feld belassen wird. Zur Berechnung des C-Faktors wurden die Korrekturfunktionen von SCHWERTMANN (1982) verwendet. Die Fruchtfolge, Bearbeitungsart und -zeitpunkt und die Zeitpunkte der einzelnen Wachstumsstadien wurden bei den Landwirten für jede Parzelle erfragt. Die Daten wurden als Punktdaten in den Rechner eingegeben und die Parzellengrenzen digitalisiert. Es wurde ein Programm-Modul zum Berechnen des C-Faktors erstellt und der C-Faktor errechnet. Die Punktdaten wurden den Flächendaten (Parzellen) zugeordnet und in einem weiteren Programmschritt die Flächen mit dem Grundraster gefüllt (vgl. K-Faktor). Da die erosionswirksamen Niederschläge im langjährigen Mittel im gesamten Untersuchungsgebiet gleich groß sind, ergibt sich ein Unterschied im C-Faktor aufgrund der Fruchtfolge und der Bearbeitung. Auf fast allen Parzellen wird die im nördlichen Harzvorland sehr weit verbreitete Fruchtfolge Getreide-Getreide-Zuckerrüben angebaut. Der resultierende C-Faktor liegt bei ca. 0.23 und ist für einen Großteil der Flächen charakteristisch. Schläge mit geringerem C-Faktor (bis 0.15) treten vor allem auf, wenn Getreide als Monokultur angebaut und das Stroh auf dem Feld belassen wird sowie bei Fruchtfolgen mit Raps als Hauptfrucht. Höhere C-Faktoren errechnen sich beim Anbau von Zuckerrüben und wenn das Blatt nicht auf dem Feld belassen wird.

Erosionsschutz kann durch Konturnutzung (Bearbeitung parallel zu den Höhenlinien) erfolgen, wobei eine Abhängigkeit zur Hangneigung besteht. Der P-Faktor liegt bei Konturnutzung, je nach Hangneigung, zwischen 0.5 und 0.9. Im Gelände wurde die Hauptbearbeitungsrichtung für jede Parzelle kartiert, mit Hilfe eines Programm-Moduls den Parzellen zugeordnet und gerastert. Die Hangneigung und die Gefällsrichtung wurden mit Hilfe des Digitalen Reliefmodells für jede Rasterfläche bestimmt und in einem weiteren Programmschritt die Differenz zwischen Gefällsrichtung und Hauptbearbeitungsrichtung berechnet. Aus der Differenz und der Hangneigung wurde der P-Faktor bestimmt.

Als Eingabedaten für die Berechnung des jährlichen Bodenabtrags dienen die beschriebenen Faktoren. Zur Berechnung des Gesamtabtrags wurde ein Programm-Modul erstellt und für jede Rasterfläche angewandt. Die Erosion wurde sowohl auf der Basis der Größe der Einzugsgebiete wie der Entfernung zur Wasserscheide berechnet. Die Erosionsbeträge lagen zwischen 0 und 15 Tonnen pro Hektar und Jahr. Erosionsgefährdet sind vor allem Bereiche mit größerem Gefälle und größerem Einzugsgebiet.

Ein Mangel der USLE besteht in der Nichtberücksichtigung der Akkumulation. Zur Erfassung der Akkumulation wurde die USLE unter Berücksichtigung der folgenden Überlegungen modifiziert: Über jede Rasterfläche fließt eine bestimmte Menge Wasser (entsprechend der Größe des Einzugsgebietes, LS-Faktor). Auf jeder Rasterfläche wird in Abhängigkeit von der Größe der anderen Faktoren eine bestimmte Menge Boden erodiert. Jede Rasterfläche erhält von den oberhalb gelegenen Rasterflächen (Ausnahme: oberste Fläche auf einer Kuppe) eine bestimmte Menge Bodenmaterial, welches dort erodiert wurde. Die Menge des Bodens, die von Rasterfläche zu Rasterfläche weiter-

gegeben wird, läßt sich aufgrund der Fließrichtungen und der Konvergenz bzw. Divergenz der Oberfläche berechnen.

Mit Hilfe des Digitalen Reliefmodells (BAUER et al. 1985) wurden die Parameter Fließrichtung, Konvergenz/Divergenz, Gefällsrichtung und sortierte Höhen errechnet. Es wurde ein Programm-Modul erstellt, das auf der Basis dieser Parameter sowie des Gesamtabtrags für jede Rasterfläche die Erosions-Akkumulations-Bilanz berechnen kann. Eine Anwendung dieses Verfahrens zeigt Figur 1. Danach dominieren Bereiche mit Erosions- bzw. Akkumulationsraten unter 0.3 Tonnen pro Hektar und Jahr. Ein Vergleich der Erosions-Akkumulations-Bilanz (Figur 1) mit dem berechneten Gesamtabtrag zeigt, daß auch in Bereichen mit höherem Abtrag in der Bilanz nur geringe oder keine Erosion stattfindet.

Neben der Erosions-Akkumulations-Bilanz wurde der maximal tolerierbare Bodenabtrag für unterschiedliche Bodentypen bestimmt. Zur Berechnung dieses Parameters werden verschiedene Kriterien herangezogen. So werden die Zustandsstufen nach der Bodenschätzung verwendet. Die automatische Berechnung der Toleranzgrenzen erfolgte anhand einer von SCHWERTMANN (1982) mitgeteilten Tabelle.

Ausblick

Zur Zeit berücksichtigt das vorgestellte Programm noch nicht Gräben, Wege und Grünstreifen. Durch den Einbau eines weiteren Programm-Moduls sowie entsprechender Änderungen im Digitalen Reliefmodell wäre dies zu erreichen. Das Programm berechnet entweder Erosion oder Akkumulation für die gleiche Rasterfläche. Es ist aber bekannt, daß in fast allen Positionen im Gelände sowohl Erosion als auch Akkumulation stattfinden kann. Zur Zeit wird versucht, diesen Effekt durch weitere Veränderungen des LS-Faktors zu berücksichtigen. Die Universal Soil Loss Equation ist ein stochastisches Modell, das - auch in modifizierter Form - nur eingeschränkt auf mitteleuropäische Verhältnisse übertragen werden kann. Programme mit deterministischen Komponenten liefern naturgemäß bessere Ergebnisse, benötigen aber weitaus detailliertere Informationen über den Bodenzustand. Die Anwendbarkeit dieser Modellsysteme haben wir an anderer Stelle diskutiert (vgl. BORK & HENSEL 1987). Der Einsatz der USLE ist längerfristig vor allem dort sinnvoll, wo deterministische Verfahren, etwa wegen nicht vorhandener Kenndaten, nicht einsetzbar sind. Denkbar wäre ihre Anwendung in sehr großen Gebieten oder zur Berechnung der Bodenumlagerungen während sehr langer Zeiträume.




Literatur

- AUERSWALD, K. (1983): Bestimmung der relativen Bodenabträge mit Hilfe der Regensimulation. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 38, 635-636.
- AUERSWALD, K. (1985): Eignung der Hangneigungsfaktoren verschiedener Erosionsmodelle unter bayerischen Anbauverhältnissen. Mitt. Dt. Bodenkdl. Gesellsch. 43/II, 819-820.

- BADER, S. & SCHWERTMANN, U. (1980): Die Erosivität der Niederschläge von Hüll (Bayern), (R-Faktor der Bodenabtragungsgleichung nach Wischmeier). Z. f. Kulturtechn. u. Flurber. 21, 1-7.
- BAUER, J., H. ROHDENBURG & H.-R. BORK (1985): Ein digitales Reliefmodell als Voraussetzung für ein deterministisches Modell der Wasser- und Stoff-Flüsse. Landschaftsgenese und Landschaftsökologie 10, 1-16, Braunschweig.
- BECHER, H.H., AUERSWALD, K. & BERNARD, M. (1983): Erfahrungen mit einem Laborberechner und erste Ergebnisse von Erodibilitätsbestimmungen (K-Faktor). Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 38, 637-638.
- BECHER, H.H. & SCHWERTMANN, U. (1981): Korrelative Ermittlung der Feinsand-Fraktion zur Bestimmung des K-Faktors der allgemeinen Bodenabtragungsgleichung nach Wischmeier. Z. f. Kulturtechn. u. Flurber. 22, 97-98.
- BORK, H.-R. & HENSEL, H. (1987): Computer-aided construction of soil erosion and deposition maps. Geol. Jb. (im Druck).
- DIEZ, Th. (1985): Grundlagen und Entwurf einer Erosionsgefährdungskarte von Bayern. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 43/II, 833-840.
- MOLLENHAUER, K., CHRISTIANSEN, Th., RATHJEN, C.-L. & MEUSER, A. (1983): Zur Erosivität der Niederschläge hessischer Standorte. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 38, 667-672.
- ROGLER, H. & SCHWERTMANN, U. (1981): Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte von Bayern. Z. f. Kulturtechn. u. Flurber. 22, 99-112.
- SCHMIDT, F. & WITTMANN, O. (1982): K-Faktoren und Toleranzgrenzen verbreiteter Böden Bayerns. In: SCHWERTMANN, U. (1982): Die Vorausschätzung des Bodenabtrags durch Wasser in Bayern.
- SCHWERTMANN, U. (1982): Die Vorausschätzung des Bodenabtrags durch Wasser in Bayern. München (Bayer. Staatsmin. Landwirtsch. Forsten).
- WEGENER, H.-R. (1981): Die K-Werte (Erodierbarkeit einiger Böden Bayerns). Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 30, 279-296.
- WISCHMEIER, W.H. (1959): A rainfall erosion index for a universal soil-loss equation. Proc. Soil Sci. Soc. Am. 23, 246-249.
- WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. (1962): Soil-loss estimation as a tool in soil and water management planning. IAHS Publ. 59, 148-159.
- WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. USDA, Agric. Handbook 537.



Erosions-Akkumulations-Karten
 Untersuchungsgebiet Achimer Berg
 Erosions-Akkumulations-Bilanz
 (bezogen auf die
 Grösse des Einzugsgebietes)

-  Erosion
-  Erosion bzw. Akkumulation
kleiner 0.3 t/ha*
-  Akkumulation

— Parzellengrenzen

500 m

Digitale Boden-ökologische Konzeptkarte als Grundlage für die Bodenschutzplanung

am Beispiel Hamburg

von

Kneib, W.D.⁺⁾ und G.Miehlich ⁺⁺⁾

Im Rahmen des Landschaftsprogramms der Freien und Hansestadt Hamburg (LAPRO FHH) ergab sich die Notwendigkeit des Einbezugs des Bodens in die Grundlagenerhebung und Planerstellung.

Da es für Hamburg - wie für die meisten Städte - keine Bodenkarten gibt und es innerhalb des Landschaftsprogramms auch nicht möglich war, eine Bodenkarte herzustellen, galt es einen Weg zu finden, der die Ableitung bodenschutzplanerischer Aussagen auch auf einem anderen Wege ermöglicht.

Als ein Weg bietet sich der Entwurf einer Konzeptkarte an, wie sie in der Kartierung aus den erreichbaren Vorinformationen erstellt wird, um eine gesicherte Regionalisierung der stichprobenmäßig erhobenen Bodendaten durchführen zu können (KNEIB, 1984 und KNEIB; MIEHLICH, 1985).

Die Konzeptkarte wurde wie das gesamte Landschaftsprogramm im Maßstab 1:20000 erarbeitet.

Da die Grundlagendaten aus Karten mit variierenden Maßstäben (zwischen 1:5000 und 1:50000) zusammengetragen werden mußten und die Detailfülle der 1:5000 Karten (z.B. der Reichsbodenschätzung) zwar sehr wichtig, aber aus Kostengründen nicht direkt digital abgelegt werden konnte, wurde der Weg einer Rasterbeschreibung gewählt.

Dabei wurde von Merkmalen mit hoher Detailfülle der flächenhafte Leit- und Begleittyp, der Deckungsgrad, die Variabilität (Zahl der Flächen) und die Diversität (Zahl der Qualitäten bzw. Typen) vermerkt. Auf diese Weise konnten Teile der Detailinformationen in das 500x500 m Raster übernommen, und gleichzeitig mit generellen Informationen aus anderen Karten kleinerer Maßstäbe verarbeitet werden.

Die folgende Tabelle zeigt einen Datensatz der digitalen Boden-ökologischen Konzeptkarte im Maßstab 1:20000 (BOEK 20) des Blattes Südost von Hamburg.

* büro für bodenbewertung, 2300 Kiel 14, Rehsenweg 75

** Ordinariat für Bodenkunde der Univ. Hamburg

Tabelle 1: Datensatz der Boden-ökologischen Konzeptkarte

Rasternummer: 58 08	Grundwasser, Leittyp....: b
Lage im Großrelief.....: S	Vorflutdichte.....: 5
Kleinformung.....: v	Grundwasser, Begleittyp: n
Reliefformung.....: 9	Gw., Begleittyp, Fläche: 5
Neigung.....: 1	Gewässerfläche.....: 0
Exposition.....: 0	Gewässerzahl.....: 0
Besonderheiten, Flächengröße: 0	
Besonderheiten, Neigung.....: 0	FSK, Leitbodenart....:
	FSK, Begleitbodenart:
RBS, Leitbodenart....: sL	FSK, Deckungsgrad....: 0
RBS, Begleitbodenart: 1S	FSK, Leiteinheit....: 0
RBS, Deckungsgrad....: 4	FSK, Begleiteinheit.: 0
RBS, Diversität.....: 3	FSK, Diversität.....: 0
RBS, Variabilität....: 4	FSK, Variabilität....: 0
	BGK, Leitbodenart....:
Überformung, Leittyp.....:	BGK, Begleitbodenart:
Überformung, Begleittyp..:	
Überformung, Variabilität: 0	Schadensindex (WK 2): 0
Überformung, Gesamtfläche: 0	Erf. Fläche (Grenzr.): 0

(verwendete Abkürzungen: RBS=Reichsbodenschätzung, FSK=Forstliche Standortkartierung, BGK=Baugrundkarte, WK2=Weltkrieg 2, Grenzr=Grenzraster)

Auf die Kodierung der Merkmalsausprägungen soll hier nicht näher eingegangen werden. Der Datensatz wurde für über 3200 Rasterfelder, d.h. für die gesamte Fläche des Stadtstaates erstellt (siehe Beispielkarte 1 für das Grundwasser). Das Landschaftsprogramm von Hamburg formuliert seine Ziele wie folgt:

1. Die Stadtlandschaft als urbanes Ökosystem zu erklären und in ihrer Entwicklung so zu steuern, daß eine menschenwürdige Umwelt erhalten bleibt und entwickelt wird, und
 2. eine nachhaltige Sicherung der natürlichen Ressourcen als Lebensgrundlage des Menschen zu betreiben.
- Für den Boden heißt das die Beantwortung der Frage nach der Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit. Wenn man unter dem Gesichtspunkt der Naturnähe diese Kriterien ableiten will, wird man zu einer Gruppierung der Veränderung und Belastung von Böden kommen müssen. Ein Teil der Belastung ist der Schadstoffeintrag bzw. die Sensitivität der Böden gegenüber einer Schadstoffakkumulation. Da die aktuelle Belastung nur stichprobenweise bekannt ist, wurde versucht mithilfe der Daten der BOEK 20 eine Abschätzung der potentiellen Sensitivität vorzunehmen. Eine isolierte Betrachtung der Belastbarkeit von Böden ist dabei unangebracht, weil z.B. ein Schwermetalleintrag als feuchte oder trockene Deposition etlichen Pfaden folgen kann und damit unterschiedliche Kompartimente des Ökosystems belastet, wie z.B. Vorflut, Boden, Pflanze, Substrat (Ausgangsmaterial), Grundwasser (und schließlich auch den Menschen). Eine mögliche Ableitung der potentiellen Belastung nach Pfaden ist in Tabelle 2 wiedergegeben.

Tabelle 2: Zuweisung der Belastung
zum jeweiligen Kompartiment

Bodenarten, Substrate	I Grundwasser I u.Flur	I Kompartiment caI	I Trend bei I pH-Abnahme
Sand - lehmiger Sand	I bestimmt I nah I fern	<1m 1,5m >=2m	I P I G I S
-----	-----	-----	-----
sandiger Lehm - Lehm	I bestimmt I nah I fern	I I I	I I P I
-----	-----	-----	-----
toniger Lehm - Ton	I bestimmt I nah I fern	I I I	I V I I B
-----	-----	-----	-----
Moor - (Moor über... Moor unter...)	I I bestimmt I	I I I	I I B I

Abkürz.: V, v = Vorflut
P, p = Pflanze
B, b = Boden
S, s = Substrat
G, g = Grundwasser

Trend bei Zunahme von:
Sickerwasserrate = G
Organischer Substanz,
pH, Sesquioxiden und
Sulfiden = b

Dabei wurden die folgenden Bewertungskriterien qualitativ verknüpft: Oberflächenabfluß, Verweildauer des Wassers im Boden, nutzbare Feldkapazität, Sickerwasserrate, Grundwasserstand und Pufferkapazität.

Auch wenn eine so stark vereinfachte Betrachtung nur nach Hauptbelastungspfaden aus bodenkundlicher Sicht erhebliche Probleme im Detail aufweist, bietet sie doch die Möglichkeit einer Flächendifferenzierung im Hinblick auf die Ausweisung schutzbedürftiger Gebiete unter Bodenschutzgesichtspunkten. Die Karten stellen als Ausschnitt (siehe Karte 1) den Südosten Hamburgs mit der Elbmarsch und den nördlich angrenzenden Geestrand dar. Während sich auf der Karte der Leittypen (Karte 2) größere zusammenhängende Flächen einer eindeutigen Zuweisung ergeben, sind diese auf der Begleittypenkarte (Karte 3), die die Bodenvariabilität berücksichtigt, nicht mehr so eindeutig zu erkennen.

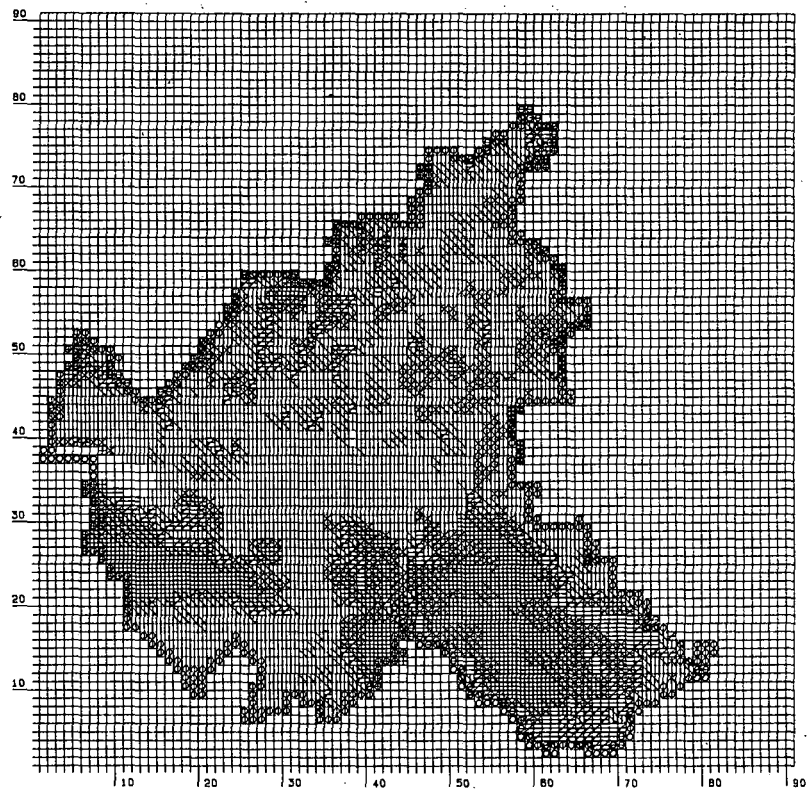
Die Karte kann im Verwaltungshandeln gleichzeitig zur Gefahrenabwehr, Gefahrenabschätzung und für einen vorsorgenden Umweltschutz Verwendung finden.

Unter Einbezug der ehemaligen und zukünftigen tatsächlichen Belastung kann man aus der Karte Maßnahmen zur Gefahrenabwehr formulieren.

- Flächen des Belastungstyps Grundwasser/Substrat erfordern zumindest eine Vorkontrolle bei Brauch- und Trinkwasserentnahme.
- in Flächen des Belastungstyps Vorfluter sollte die Wasserentnahme und vor allem das Ausbringen von Grabenaushub entfallen.
- in Flächen des Belastungstyps Pflanze sind Kontrolle vor dem Verzehr und bodenpflegerische Maßnahmen angeraten.
- in Flächen des Belastungstyps Boden sollte Bodenabtrag und -transport unterbleiben.

LAPRO FHH: Grundwasser Leit-/Begleittyp

- Leittyp grundwasserfern
- ▣ Leittyp g.w.nah
- ▤ Leittyp g.w.bestimmt
- ▥ Begleittyp g.w.fern
- ▦ Begleittyp g.w.nah
- ▧ Begleittyp g.w.bestimmt
- ▨ Stadtgrenze Hamburg



Einheit : R/H-Wert

© Copyright by bfb 1986

10. 11. 1986

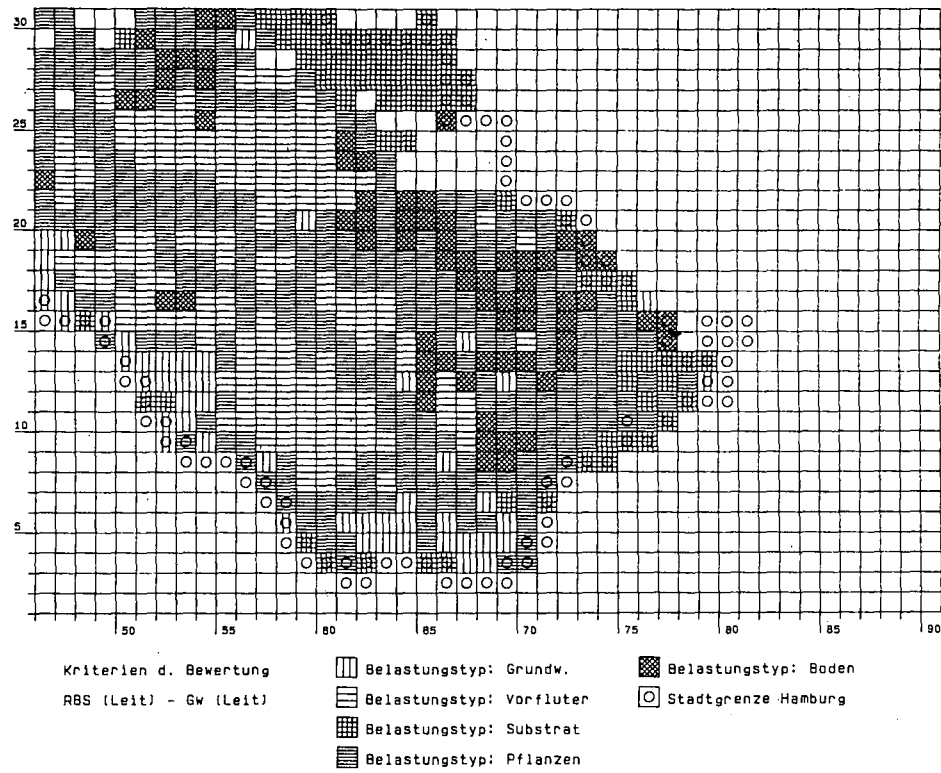
Karte 1 : Grundwasserhältnisse

(durch das Grundwasser bestimmt = < ca 1 m unter
Flur, nah = 1,5 m u. Fl., fern = >= 2 m u. Fl.)
sowie Ausschnitt der Karten 2 und 3

z.B. diejenigen, wo die Belastung zu Lasten der Pflanzen und des Bodens geht oder gegangen ist (siehe Karte 2 und 3).

Einheit :
R/H-Wert

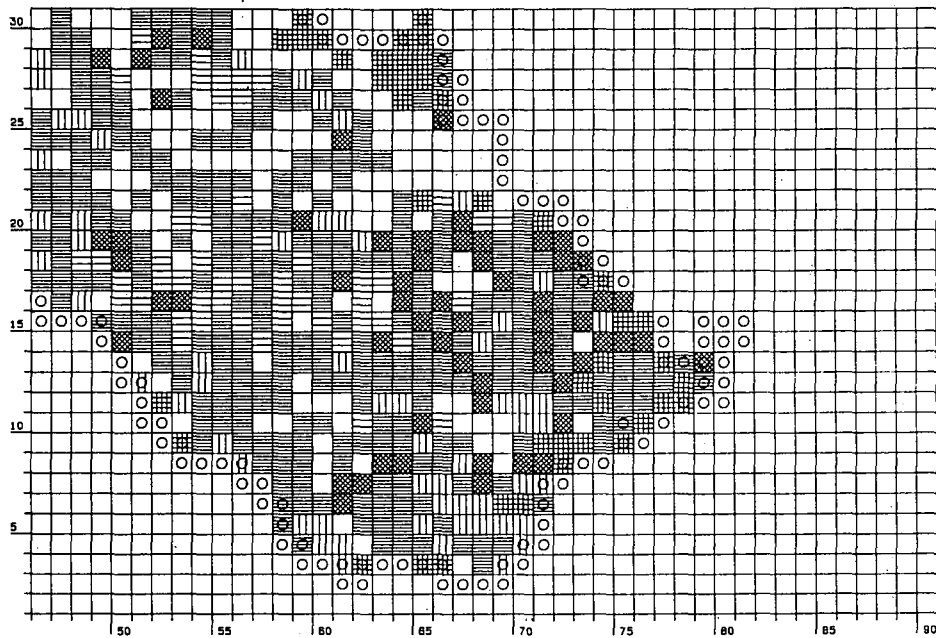
LAPRO FHH: Pot. Belastung / Blatt 50



Karte 2 : Potentielle Schwermetallbelastung der Hauptpfade
(nach Leittypen des Substrats und Grundwassers)

LAPRO FHH: Pot. Belastung / Blatt SO

Einheit :
R/H-Wert



Kriterien d. Bewertung
RBS (Begl) - Gw (Leit)

- | | |
|--------------------------|----------------------|
| Belastungstyp: Grundw. | Belastungstyp: Boden |
| Belastungstyp: Vorfluter | Stadtgrenze Hamburg |
| Belastungstyp: Substrat | |
| Belastungstyp: Pflanzen | |

Karte 3 : Potentielle Schwermetallbelastung der Hauptpfade
(nach Begleittypen des Substrats und Leittypen
des Grundwassers)

Trotz dieser relativ präzisen Handlungsvorgaben werden die Karten zunächst einmal als das zu bewerten sein müssen, was sie sind: Der Versuch für einen Teilaspekt des Bodenschutzes als integrierten Teil der Landschaftsplanung aus den gegebenen Daten eine erste Grundlage zu schaffen, die allerdings ohne entsprechende Valuierung im Detail nicht zu einem übergreifenden Bodenschutzkonzept ausbaufähig wird.

Abschließend sei zu diesem Problem BACHMANN (1985, S.43) zitiert, der formuliert:(...)“So verdienstvoll manche defensive Abwehr - (=status-quo-) Maßnahme der bisherigen Regionalplanung im Einzelfall auch sein mag; der Erfolg bodenschutzplanerischer Maßnahmen wird davon abhängen, inwieweit offensive Maßnahmen, z.B. zur festgelegten stufenweisen Minderung der Schadstoffemissionen, mit der konkreten Umweltempfindlichkeit des Bodens abgestimmt sind. - Nicht zuletzt wird dies davon abhängen, wie stark das umweltpolitische Verwaltungshandeln insgesamt den Bodenschutz als verschiedene Teilgebiete integrierendes Handlungsfeld aufbaut und realisiert.“

Ein Bodenschutzkonzept, das diesen Ansprüchen gerecht werden kann, ist für das Landschaftsprogramm von Hamburg in Vorbereitung. Es gestattet mithilfe der boden-ökologischen Konzeptkarte eine Ausweisung von Gebieten gleicher naturnaher - und funktionaler Schutzgutklassen, der Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit bzw. des Handlungsbedarfs zur Erhaltung bzw. Veränderung.

Darüberhinaus ist die detaillierte Kartierung charakteristischer urban und industriell überformter Gebiete (im Maßstab 1:5000) vonnöten, um eine komplexe, den ökologischen Anforderungen entsprechende stadtplanerische Grundlage zu erstellen.

Literatur:

KNEIB (1984): Konzepte der Flächeninhaltsbeschreibung in Bodenkarten, Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 40

KNEIB; MIEHLICH (1985): Vorstudie für eine boden-ökologische Standortkarte von Hamburg (Maßstab 1:5000), unveröff. im Auftrag der Umweltbehörde Hamburg

BACHMANN (1985): Regionalisierung umweltpolitischer Ziele für den Boden auf der Ebene der Landes- und Regionalplanung, Informationen zur Raumentwicklung H.1/2.



Digitale Hof-Bodenkarten,
Grundlage für die Prozeßsteuerung in der Pflanzenproduktion

von
Lamp, J.⁺

1. Entwicklungstendenzen in der Pflanzenproduktion

Intensivierung: Der landwirtschaftliche Anbau von Kulturpflanzen ist in den letzten Jahrzehnten durch enorme Ertragssteigerungen gekennzeichnet, die auf verbesserte Sorten und Produktionstechniken, kombiniert mit einem stark erhöhtem Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln zurückzuführen sind. Dazu beigetragen haben auch meliorative Maßnahmen, wie die Drainung hydromorpher Böden und die Vertiefung der Ackerkrume. Die Spezialisierung mit eingeeengten Fruchtfolgen und die Aufstockung vieler Betriebe hat zur Vergrößerung einzelner Felder oder Schläge geführt, auf denen mit hohem maschinellen Einsatz ein möglichst termingerechter Anbau vorgenommen wird.

Extensivierung: Der Intensivierung stehen neuerdings Tendenzen entgegen, die zum einen ökonomischer Natur sind, da die Ertragssteigerungen zur politisch nicht mehr tragbaren Überproduktion geführt hat, der mit Kontingentierung und Herabsetzung der Preise begegnet werden soll. Zum anderen werden auf die starke Intensivierung der Pflanzenproduktion auch zunehmende Bodendegradationen zurückgeführt. Überbelastung mit Agrochemikalien, Abfall- und Immissions-Schadstoffen werden hier ebenso genannt wie zunehmende Verdichtung und Erosion der Böden. Als Auswege werden Extensivierungen in der Pflanzenproduktion durch

- **Flächenstillegung** über Aufforstung und Anlage von Biotopen,
- **biologischen Anbau** mit vermindertem Einsatz von Agrochemikalien nicht nur diskutiert, sondern auch vermehrt praktiziert. So sehr diese Abwendung von einer überzogenen Intensivierung auch im Einzelnen angebracht und vom Standort her sinnvoll ist, für viele Betriebe, besonders für die großen und marktfernen, stellt Extensivierung kein Ausweg dar.

⁺ Inst. für Pflanzenernährung und Bodenkunde der C.A.Universität,
Olshausenstr. 40-60, 2300 Kiel

Optimierung: Im folgenden sollen Ansätze aufgezeigt werden, wie in der Pflanzenproduktion durch eine **bodengerechte Bearbeitung und Ausbringung** sowohl eine ökonomische Kostenreduktion als auch eine Verminderung ökologischer Probleme erreicht werden könnte. Voraussetzung dafür ist die **Prozeßsteuerung** durch eine Ausrüstung der Zug-, Verteil-, Bearbeitungs- und Erntegeräte mit geeigneten Meß- und Steuerungssystemen, die von der Landtechnik gerade entwickelt und schon eingesetzt werden. Dazu gehört auch eine exakte, von Rad- und Motorumdrehung unabhängige Geschwindigkeits- und Ortsbestimmung sowie besonders auch die **gezielte Dosierung** von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln. Bisher wird aber nur die gleichbleibende Dosierung als Ziel der Steuerung genannt. Zentraler Bestandteil der Prozeßsteuerung auf dem Feld ist ein programmierbarer Mikroprozessor (Bordcomputer) auf dem Traktor, der Messungen (Weg, Flüsse u.a.) und Steuerungen (Ausbringung etc.) mit einem Datenspeicher und einer Schnittstelle zu einem externen Rechner (Datenerfassung, Auswertungsmodell) kombiniert.

2. Bodenvariabilität

Die meisten Landwirte besitzen aufgrund langjähriger Erfahrungen eine genaue Kenntnis der Bearbeitbarkeit und Ertragsfähigkeit ihrer Böden. Ein naturwissenschaftlich begründetes Wissen über Stoffgehalte und -umsetzungen in Böden und Pflanzen als Grundlage für quantifizierte Produktionsentscheidungen fehlt aber häufig. Nährstoffuntersuchungen werden, falls überhaupt, nur aufgrund pauschaler Felderhebungen durchgeführt und schlagspezifisch bei der Verteilung der Agrochemikalien berücksichtigt.

In den letzten Jahren wurde die in der landwirtschaftlichen Praxis bekannte hohe Bodenvariabilität, sowohl in Basismerkmalen wie Ton- und Humusgehalt, wie auch in abgeleiteten oder analysierten Nährstoffgehalten, wissenschaftlich untersucht (Übersichten: WEBSTER and Beckett 1971, LAMP 1983, BURROUGH 1986). MUTERT et al. (1979) stellten durch detaillierte Bodenaufnahmen an Erdgasleitungen fest, daß statistisch im ostholsteinischen Hügelland alle 30 m ein Wechsel der Bodenform, in der Geest Mittelholsteins alle 50 m stattfindet. Diese Ergebnisse dürften auf viele Gebiete Nord- und ähnliche Landschaften Süddeutschlands übertragbar sein. Auch die mit Löß- und Solifluktionsdecken in oft sehr unterschiedlicher Mächtigkeit und Ausprägung ausgestatteten Mittelgebirge Deutschlands werden eine hohe Variabilität der Bodenmerkmale auf Ackerflächen aufweisen, die bisher aber nicht exakt untersucht wurde. Die für ca. 20% der Bundesfläche vorliegenden amtlichen Bodenkarten können, falls vorhanden, wegen des Maßstabs von meistens 1:25000 und der Erhebungsdichte von etwa 0,2-0,5 Bohrungen je ha

die effektive Bodenvariabilität nicht hinreichend genau auf Betriebsebene wiedergeben. Um so wichtiger ist deshalb die flächendeckende Digitalisierung aller Daten der Bodenschätzung (Bestimmende Grablöcher und Klassengrenzen) als Basis für eine rechnergestützte Konstruktion von Bodenkarten unter Einbeziehung weiterer Vorinformationen (Digitales Höhenmodell, Fernerkundung). Für großmaßstäbige Hof-Bodenkarten werden allerdings Nacherhebungen durch Handbohrungen (oder maschinell) und die Befragung der Landwirte unerlässlich sein.

Das Ergebnis derartig integrierter Erkundungen ist die **Hof-Bodenkarte**, die wie in Abb. 1 am Beispiel eines 100 ha-Betriebes in Ostholstein (in der Nähe von Travemünde) mit insgesamt 5 Feldschlägen in Form auskartierter Bodenformen (=Bodentyp + Substrattyp) dargestellt ist. Aus den Bodenformen lassen sich wichtige ökologische Daten ablesen, z. B. über die Verteilung

- der Bodenarten, Lagerungsdichten und Gefügeformen, die u.a. wichtig für die Bearbeitbarkeit, Aussaatstärke und das nutzbare Wasserangebot sind.
- des Humusvorrates im Ober- und Unterboden, der u.a. die Stickstoff-Nachlieferung und die Herbizidsorption beeinflusst,
- des Stau- und Grundwassers, aus denen die Drainbedürftigkeit, Einschränkungen des Wurzelraumes und andere Größen abzuleiten sind.
- Mit der Karte der Bodenformen selbst lassen sich die Erhebungen für Nährstoffuntersuchungen effektiver gestalten, da hieraus repräsentative Beprobungsareale ausgewiesen werden können.

In Tab. 1 sind für ausgewählte Bodenformen des Betriebes einige Daten bodenkundlicher Basis- und ökologischer Auswertungsmerkmale aufgelistet. In Anlehnung an eine "Interpretationsdatei" des Soil Conservation Service der USA mit über 100 Merkmalen von etwa 15.000 "Soil Phases" sollte auch in der Bundesrepublik ein vollständiges Bewertungskataster aller Bodenformen aufgestellt werden.

Tab. 1: Basis- und Auswertungsmerkmale von Bodenformen des Evershofes in Ostholstein (Auswahl)

Bodenform	Reliefform	Eff.D.	Humus-	N-	...	Nutzb.
Bodensubtyp	Substrattyp (%Neigung)	wurz.	vorrat(k/ha)	...	H2O(mm)	
IB less.Braunerde	IS ü. S	Kuppe (0-2)	80	3- 6	.2- .4	... 80
sL psvgl. Lessive	IS ü. tL	Kuppe (0-2)	120	4- 5	.3- .5	... 200
S Pseudogley	IS ü. sL	Hang (3-8)	90	8-12	.5-1.0	... 250
KS koll.-Pseudog.	uIS	U-" (2-4)	110	20-30	1.5-2.5	... 350
kN koll.Niedermoor	sL ü. Hn	Senke (0-2)	40	50-150	2.0-6.0	... 350
..

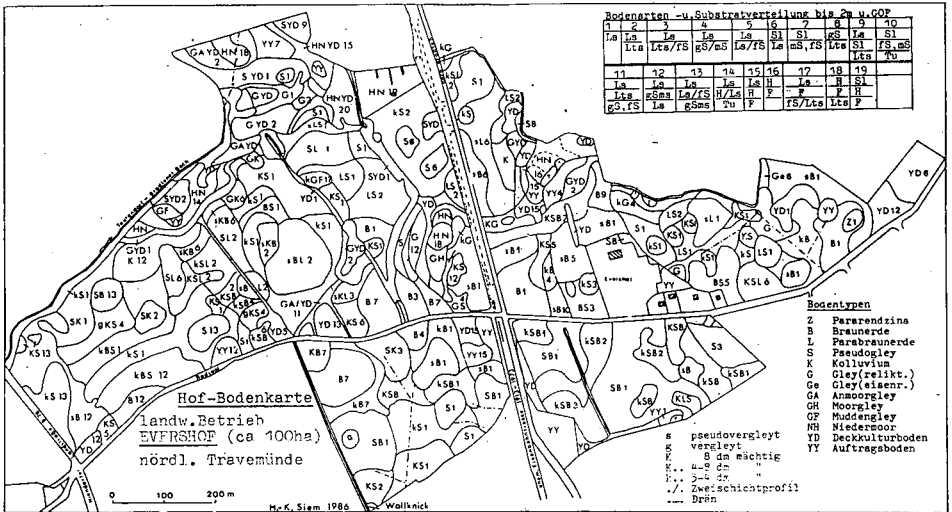


Abb. 1: Hof-Bodenkarte des Evershofes bei Travemünde (100 ha, 5 Ackerschläge, nach Siem 1986)

3. Nährstoffverteilungen

Die Gehalte und die Wirksamkeit der wichtigsten Pflanzennährstoffe werden sehr stark durch Kulturmaßnahmen geprägt, sind aber auch an das natürliche Transformationsvermögen des jeweiligen Bodenstandortes gebunden. Deshalb sollten Nährstoffuntersuchungen nicht nur schlag- sondern auch bodenspezifisch vorgenommen werden. Die Entnahmepunkte von Proben müssen sich nach den Bodenformen richten und in ihrer Dichte an die jeweilige Bodenvariabilität angepaßt werden.

Ein Beispiel derartiger Erhebungen für den Betrieb in Ostholstein zeigen die Abbildungen 2 und 3. Auf 5 Schlägen mit insgesamt 100 ha wurden 80 Mischproben, jeweils aus einer Probenfläche von 100 m², entnommen und auf die verfügbaren Nährstoffgehalte von Phosphor und Kalium untersucht (mg P₂O₅ bzw. K₂O je 100 g). Aus den Abweichungsquadraten benachbarter Erhebungspunkte wurden die Semivarianzen berechnet und im sog. Variogramm gegen die entsprechenden Distanzen der Punkte aufgetragen. Damit erhält man eine statistische Funktion für die räumliche Abhängigkeit (Autokorrelation) der Merkmalswerte. Es zeigt sich, daß - ausgehend von einer Mindestvarianz auch bei sehr geringen Abständen - die maximale Semivarianz von Böden am Beispiel des Phosphats bei ca. 200 m eintritt, während sie beim P-Gehalt der Pflanzen über 1000 m erreicht wird: Pflanzen reduzieren räumliche Bodenvariabilitäten aufgrund genetischer und physiologischer Kompensation.

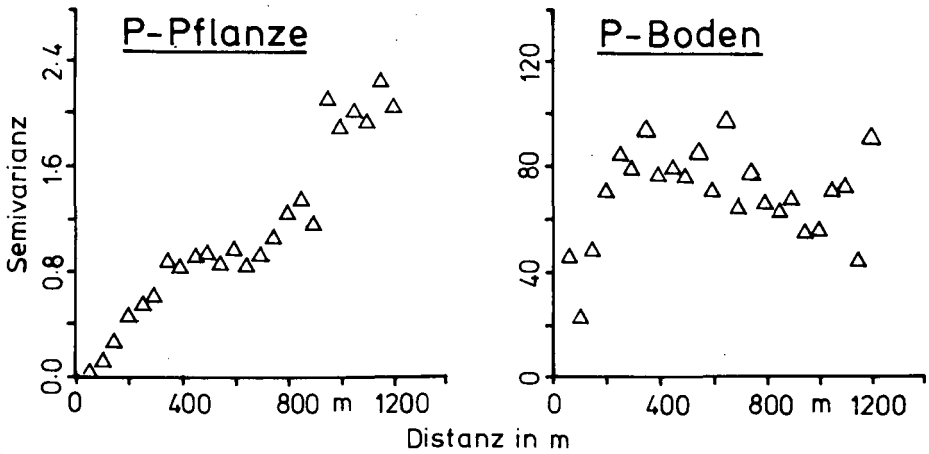


Abb.3: Variogramm des lactatlöslichen Phosphats im Boden und des P-Gehaltes in Pflanzen auf dem Evershof (berechnet aus 80 Mischproben von 100 ha)

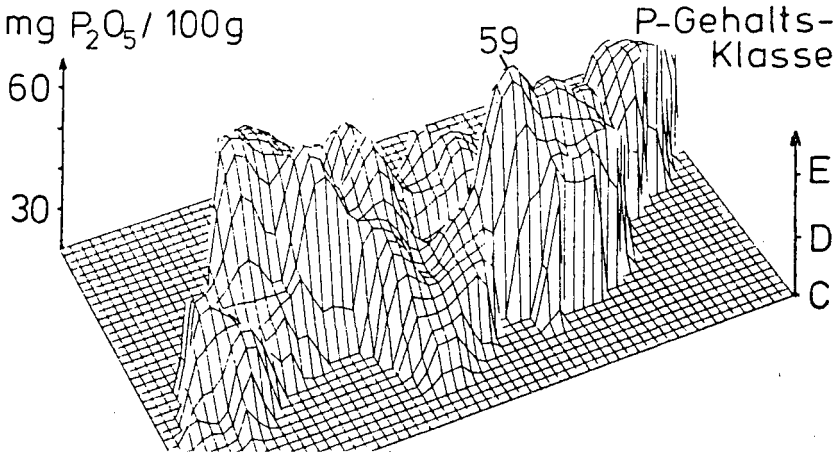


Abb. 3: 3D-Graph der P-Lactat-Gehalte in Böden des Evershofes

Als direkte Zielgröße für Düngungsmaßnahmen kann der in Abb. 3 als 3D-Graph gezeigte P-lactat-Gehalt in Böden angesehen werden. Dazu wurden die punktuellen P-Werte mit dem Kriging-Verfahren des Surface-II-Programmes interpoliert und die Höhe des P-Gehaltes von Rasterwerten als Pseudo-Gebirge dargestellt (KNOOP et al. 1985). In einigen Teilen der Betriebsflächen wird Unterversorgung und damit Düngerbedarf angezeigt, in den meisten Fällen erreichen die P-Gehalte aber ein ökonomisch sinnloses und ökologisch bedenklich hohes Ausmaß, verursacht - wie häufig in der Praxis anzutreffen - durch nicht berücksichtigte Gaben an organischem Dung (hier: Hühnermist). Ähnliche Resultate wurden auch für das pflanzenverfügbare Kalium erzielt.

4. Rechnergestützte Pflanzenproduktion

Bei Nährstoffen, wie K und P, läßt sich die Düngung je **Pedozelle** (kleinste steuerbare Bodeneinheit in der Fahrgasse, z.B. 12*12m) im Prinzip nach denselben Kriterien wie für ganze Schläge berechnen und ausbringen: Düngung nach Entzug. Die dafür benötigte Steuergröße wird - nach Überspielung auf den Bordcomputer - der digitalen Hof-Bodenkarte entnommen und als Regelwert an den elektronisch ausgerüsteten Düngerstreuer weitergegeben.

Für die Stickstoffdüngung müssen mit Simulationsmodellen die Nährstoff-Nachlieferung des Bodens und der Pflanzenbedarf - unter Berücksichtigung von Witterungs- und Schlagdaten - geschätzt werden, um die aktuelle Düngung zu steuern. Ähnliches wie für das "Computer Assisted Fertilizing" (CAF) gilt auch für rechnergestütztes Spritzen von Pflanzenschutzmitteln (Computer Assisted Protection: CAP), z. B. von Herbiziden nach Schadschwellen (NIEMANN 1985). Auch für die optimierte, bodengerechte Ausbringung der Saat kann die digitale Hof-Bodenkarte als Basis der Steuerung dienen (CAS, s. Abb. 4). An der Aufstellung von quantitativen Acker- und Pflanzenbaumodellen wird in vielen Ländern, speziell in den USA gearbeitet.

Die Entwicklung geht in der Pflanzenproduktion in Richtung zu Expertensystemen, mit denen eine interaktive und benutzerfreundliche Anbauberatung mit Hilfe von Informationssystemen durchgeführt wird. Ein wichtiges Ziel dieser Systeme ist nicht nur die ökonomische Kostenoptimierung, sondern auch die Berechnung ökologischer Nebenfolgen, insbesondere durch Boden-erosion und Schadstoffeinträge in Grund- und Oberflächenwässer. Durch diese Instrumente wird der Landwirt schon frühzeitig auf langfristig eintretende und meistens ungewollte Probleme des Bodenschutzes hingewiesen und kann - auch mit Unterstützung des Rechners - Gegenmaßnahmen einleiten.

5. Literatur

- BURROUGH, P.A. (1986): Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment. Clarendon Press, Oxford
- KNOOP, F., J.LAMP und S.SCHNUG (1985): Regionale Variabilität von Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit. I und II. Mitteln. Dtsch.Bodenkundi.Gesellsch. 43, II, 655-660 und 679-684
- LAMP, J. (1982): Boden-Informationssysteme und Pedometrie. Habilitationsschrift, Universität Kiel
- MUTERT, E., J.LAMP u.W.KNEIB (1979): Zur regionalen Variabilität von Böden in Schleswig-Holstein. Mitteln.Dtsch.Bodenkundi.Gesellsch. 29, 787-792
- NIEMANN, P. (1985): Unkrautkartierung - ein weiterer Schritt zur gezielten Bekämpfung. Gesunde Pflanzen 37, 86-92
- WEBSTER, R. and BECKETT, P.H.T. (1971): Soil spatial variability - a review. Soils and Fertil. 34, 1-15

Anwendung flächenbezogener Informationssysteme für aktuelle Fragen des Bodenschutzes

von
Schaller, J.

1. Anwendung geographischer Informationssysteme (GIS)

Unter geographischen Informationssystemen versteht man Computer-Systeme (Hardware und Software) mit deren Hilfe man flächenbezogene Daten erfassen, analysieren und ausgeben kann. In Abbildung 1 ist grundsätzlich dargestellt, wie ein GIS aufgebaut wird und welche Auswertungen mit ihm vorgenommen werden können. In Abbildung 2 ist schematisch dargestellt, wie eine reale Landschaft in einem geographischen Informationssystem modellhaft abgebildet wird.

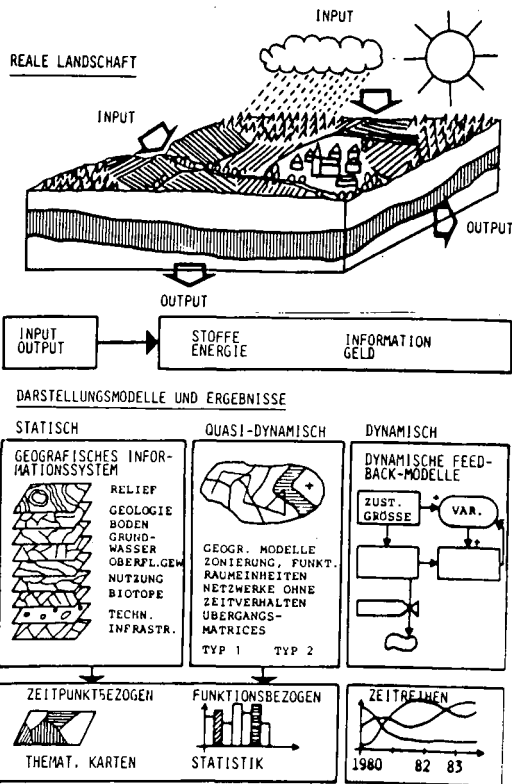
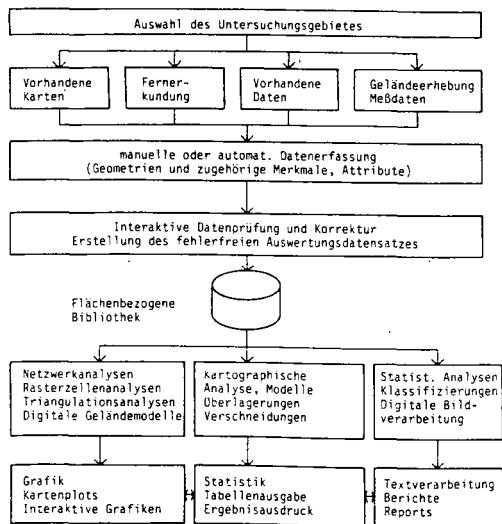


Abb. 2:

Abbildung 1: Aufbau und Struktur eines Geographischen Informationssystems (GIS) Realität und "GIS"-Modellansätze
Quelle: SCHALLER, J., SPANDAU, L., 1987

*) ESRI GmbH, Gesellschaft für Systemforschung und Umweltpflege mbH
Ringstraße 7, D-8051 Kranzberg

Die reale Landschaft mit ihren natürlichen Abläufen (Input-Output-Relationen) zwischen ihren Ökosystemkomplexen wird in einer ersten statischen Modellebene in Form von thematischen Karten abgebildet. Die thematischen Karten beschreiben flächenbezogen mehr oder weniger homogene Informationen zu den abiotischen und biotischen Ressourcenbereichen sowie zur Nutzung. Die Flächenabgrenzung und die dazugehörigen Daten werden im Rechner in Form von Karten gespeichert.

Die zweite, dynamische Modellebene beschreibt die Abhängigkeit der flächenbezogenen Daten (Variablen) in Form von Abhängigkeitsrelationen in Raum und Zeit. Diese Abhängigkeiten werden zunächst schematisch in Form von graphischen Modellen aufbereitet und die entsprechenden Relationen (Transferprozesse) in mathematische Formulierungen umgesetzt. Aus beiden Modellebenen entsteht daher ein flächenbezogenes Landschaftsmodell, welches in Form eines Informationssystems aufgebaut ist, um ressourcen- oder konfliktbezogene Fragestellungen sowohl für Fein- wie auch für Grobmodellbetrachtungen zu beantworten.

Geographische Informationssysteme unterscheiden sich von reinen Grafik- oder Konstruktions(CAD)-Systemen vor allem dadurch, daß mit der graphischen Information auch die zugehörigen Merkmale (Attribute) verarbeitet werden. Der neueste Stand der Software-Entwicklung sind sogenannte Hybrid-Systeme, die aus einem Software-Paket für die Koordinatenverarbeitung und einem Datenbanksystem für die Attribut-Verwaltung bestehen (ARONSON, P., MOREHOUSE, S., 1983). Das Softwareprodukt ARC/INFO von ESRI ist ein solches Hybrid-System (vgl. Abbildung 3).

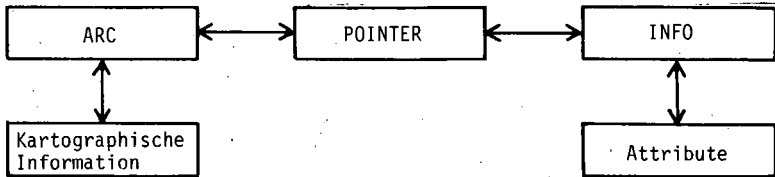


Abb. 3: Hybrid-GIS-Software-System ARC/INFO

Im Programmsystem ARC werden alle Formen von Geometrien verarbeitet wie Punkte, Linien, Polygone, Raster, Dreiecksraster oder Netzwerke. Das Programmsystem INFO stellt ein Datenverwaltungssystem dar, welches über einen "Pointer" (Verweisnummer) mit dem ARC-System verknüpft ist und die geometrischen Elemente und deren Attribute relational verwaltet. Eine solche Kombination einer Datenbank mit einem geographischen Software-Paket stellt eine hocheffektive Lösung für die interaktive Bearbeitung geographischer Informationen dar und ist daher vor allem auch für bodenkundliche Fragen sehr gut anwendbar, da hinter dem räumlichen Bezug (Einschlag, Bodenkarte) umfangreiche Attributdaten verwaltet werden müssen (Bodentabelle, Meßwerte und andere flächenbezogene Informationen (vgl. SCHALLER, J., 1986).

2. Datenquellen, Aufbau und Struktur von geographischen Informationssystemen

Die wesentlichen Datenquellen zum Aufbau eines geographischen Informationssystems sind in Abbildung 1 gezeigt:

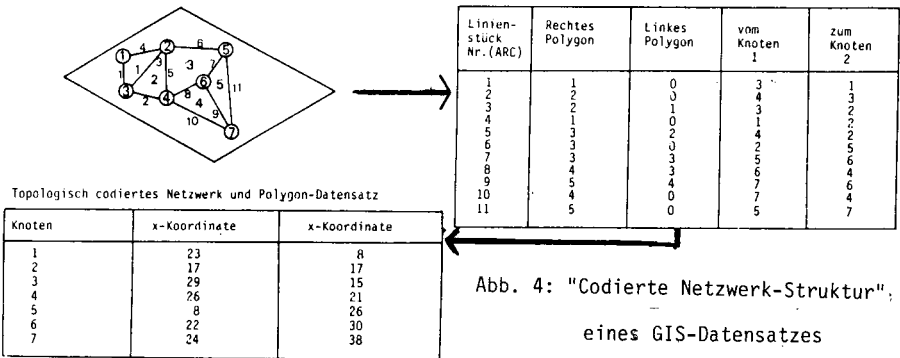
- Daten vorhandener Karten (topographische Daten, Standortdaten, Nutzungsdaten etc.)
- Fernerkundungsdaten wie Luftbilder oder Scannerdaten (Satellit oder Flugzeugscanner)
- vorhandene Daten wie Literatur, Statistik, Meßdaten, Geländedaten in analoger oder digitaler Form
- Geländeerhebungen und Meßdaten wie Bodeneinschläge, Profildaten, Meßwerte etc.

Charakteristisch ist, daß jedes Datum einen Ortsbezug in Form von Koordinaten besitzt.

Die kartographischen Daten sind einfach aus x,y-Koordinaten und topologischen Beziehungen zwischen diesen Koordinaten aufgebaut. Die Originaldaten werden in Koordinaten überführt, wobei ein Punkt durch einen x,y-Wert, eine Linie durch einen Koordinatenstrang und ein Polygon durch eine geschlossene Schleife im Rechner dargestellt werden. Die Koordinaten bestimmen den Ort und die topologischen Daten beschreiben die Beziehungen zwischen Linienstücken, Knotenpunkten, Flächen und Rasterelementen.

Bei der Erstellung der ARC/INFO Datenbasis werden die topologischen Beziehungen automatisch als sogenanntes "codiertes Netzwerk" erzeugt und in der INFO-Datenbank gespeichert (vgl. Abbildung 4).

Diese spezielle Datenstruktur erlaubt einen sehr schnellen Zugriff und kurze Rechenzeiten auch bei komplizierten Rechenoperationen wie z.B. Polygonverschneidung. Außerdem können in dieser Struktur sehr große Datenmengen (z.B. für ein ganzes Land mit vielen thematischen Ebenen) platzsparend gespeichert werden, da jedes Linienelement nur einmal in der Datenbank mit seinen Attributen abgespeichert ist (vgl. GREEN, N.P., et al. 1985).



3. Datenmanipulation (Datenauswertung) und Datenausgabe

Die analytischen Funktionen flächenbezogener Informationssysteme umfassen neben rein statistischen Rechenoperationen und quantitativen Berechnungen aus dem Datenfeld vor allem Bewertungsmodellansätze (Nutzwertanalysen, Überlagerungsmodelle), Netzwerkanalysen, lineare Programmierungsmodelle, Typenbewertung, Korridorwahl, räumliche Modellierung und Oberflächemodelle.

Bei Überlagerungsmodellen werden Attribute aus verschiedenen Karten in einer geographischen Bezugseinheit (Rasterzellen oder Polygone) für eine spezielle Frage ausgewertet. Eine Überlagerungsanalyse wird normalerweise für eine räumliche Darstellung von Nutzwertfunktionen verwendet, wobei mit verschiedenen Bewertungstechniken Wertsetzungen in Form von Rangfolgen vorgenommen werden. Ungerechte Überlagerungsmodelle verwenden Operationen wie Bool'sche oder arithmetische Kartenkombinationen, Minimum-Maximum-Suche, Häufigkeitssuchen, Abstands- und Dichteberechnungen.

Netzwerkanalysen bestimmen den Verteilungs- bzw. Richtungsgrad der Elemente, finden Wege durch Netzwerke nach bestimmten Kriterien bzw. unter Berücksichtigung der Netzwerkkriterien. Trassenauswertungen oder die Suche nach optimalen Korridoren in Abhängigkeit von begrenzenden oder bewerteten Randbedingungen sind typische Anwendungen für Umweltverträglichkeitsprüfungen bzw. die Untersuchung von Kostenvarianten.

Räumliche Modellierungen sind Manipulationen, bei denen Abstände, Benachbarungen oder Raumwiderstände bezogen auf Werte, Kosten, Hangneigungen etc. untersucht werden. Vom Auswertungstyp her sind sie prinzipiell mit Trassenauswertung vergleichbar.

Flächenbezogene Bilanzierungsrechnungen basieren auf der Verrechnung von Tabellenwerten wie Input-Output-Größen (Stoffe, Energie etc.), Funktionsgrößen (Puffervermögen, Transport), sozioökonomischen Größen (Kapital, Ertrag) oder auch ästhetischen Größen (kultureller Wert, Landschaftsbild etc.), die auf Flächeneinheiten (z.B. Landnutzungsstufen) bezogen sind.

Oberflächenmodelle oder sog. digitale Geländemodelle erlauben eine ganze Reihe von Auswertungen, wie z.B.

- Hangneigungsermittlung
- Exposition
- 3-D-Ansichten (von einem oder verschiedenen Punkten)
- Einstrahlungsberechnung
- Wasserscheiden und Oberflächenabflußberechnung
- Abtrags-Auftrags-Massenberechnung etc.

Neben all diesen mehr oder weniger statischen Betrachtungen müssen für komplexe Fragestellungen dynamische Prozesse in ihren räumlichen Auswirkungen betrachtet werden. Dazu ist es notwendig, z.B. dynamische Feedback-Modelle höher-aggregierter Ebenen, quasidynamische lineare Programmierungsmodelle (zeitpunktbezogene Übergangsmatrizes) oder Prozessanalysemodelle etc. einzusetzen. Dabei ist es besonders wichtig, die notwendigen Anknüpfungspunkte (Schlüsselvariablen) zu definieren, die es ermöglichen, die Modellergebnisse im Flächenbezug über eine "weiche Verknüpfung" (soft coupling) zeitpunktbezogen als thematische Karte darzustellen (vgl. GROSSMANN et al. 1983).

Geographische Informationssysteme geben ihre Ergebnisse mit Hilfe entsprechender Geräte (meist spezielle Ausgabegeräte) aus. Grundsätzlich werden folgende Informationen ausgegeben:

- Texte
- Statistik (numerische Werte)
- graphische Aufbereitungen von Statistiken (Histogramme, Scattergramme, Kreisdiagramme etc.)
- Karten

Dabei können die vier Ausgabetypen auf einem Schirm betrachtet werden, wobei für graphische Ausgaben ein graphischer Schirm, für farbige Ausgaben ein Farbschirm benötigt wird. Bei graphisch-interaktiven Systemen kann die Ausgabe am Schirm modifiziert werden.

Je nach vorhandener Hardware können von sämtlichen Auswertungsergebnissen Kopien auf Papier oder Fotopapier ausgegeben werden z.B.

- gedruckter Text (Drucker, Laserdrucker, Typenradrunder)
- gedruckte Graphiken oder Karten (Printerplotter, Rasterdrucker, Rasterplotter)
- gezeichnete Graphiken oder Karten (Flachbettplott, Trommelplotter, Inkplotter)
- gravierende Druckvorlagen (z.B. für Farbkartendruck-Flachbettplotter)
- photographische Ausgaben (Dicomed-Diaausgabegerät, Filmbelichtungsgerät wie Mikrofilmplotter etc.)

Auswertungsergebnisse können selbstverständlich auch auf Datenträger (Band oder Platte) ausgegeben werden (SCHALLER, J., 1985).

4. Anwendungsbeispiele zu aktuellen Fragen des Bodenschutzes und der Landnutzung

Im folgenden werden zwei Beispiele aus einer Vielzahl von GIS-Anwendungen im Bereich Boden herausgegriffen.

4.1 Landschaftsökologische Modelluntersuchung Ingolstadt (BACHHUBER et al. 1985)

In Abbildung 5 sind die prinzipiellen Arbeitsschritte zur Erstellung von fragenbezogenen thematischen Karten für ein Testgebiet im Maßstab 1:5.000 dargestellt. Im Bereich der Basiskarten und abgeleiteten Karten steht hinter jedem Kasten der Flächenbezug mit der dazugehörigen numerischen Information und hinter jedem Pfeil die entsprechende Rechen- oder Bewertungsvorschrift für die Verknüpfung der Variablen, die für eine entsprechende Fragestellung relevant sind (vgl. SCHALLER, 1981).

Die Qualität der Modellaussagen ist bei diesem Verfahren sowohl abhängig von der Homogenität und Qualität der flächenbezogenen Erhebungsdaten (Kartierungsqualität) als auch von der Abbildungsgenauigkeit der unterstellten Transferprozesse. Der verwendete Datenauswertungsansatz (Informationssysteme) ist für jede Qualität von Daten geeignet und insofern unabhängig. Dadurch kann in verschiedenen Aussageebenen (Maßstäben) gearbeitet werden (vgl. Kap. 5.2).

ABLAUFPROTOKOLL AUSWERTUNG TESTGEMEINDE FREINHAUSEN M 1:5000

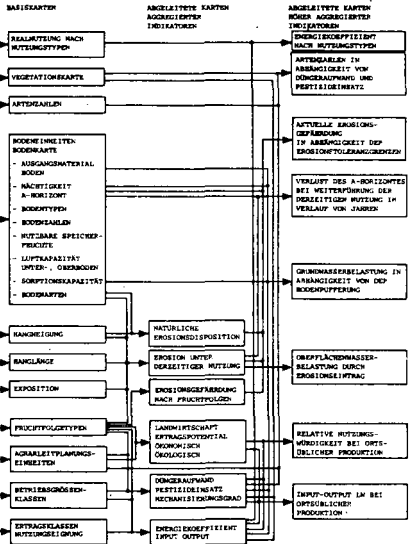
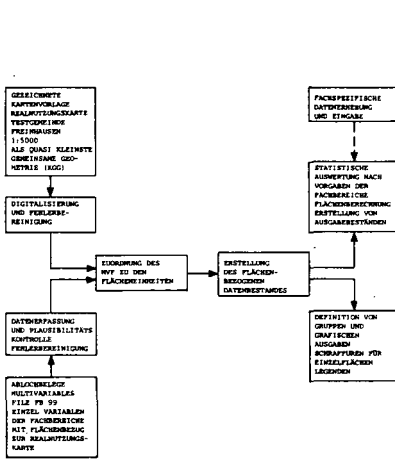


Abb. 5: Ablaufprotokoll Auswertung Testgemeinde Freinhausen M 1:5.000

In Abbildung 6 ist als Beispiel einer Auswertung zur Abbildung 5 das flächenbezogene Rechenergebnis über den relativen Bodenabtrag zum Toleranzwert (BADER, et al. 1981, BACHHUBER, R., et al., 1985) dargestellt.

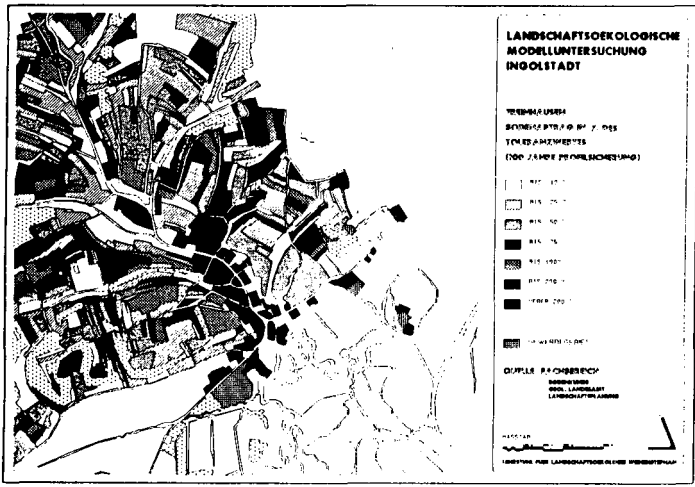


Abb. 6: Bodenabtrag in % des Toleranzwertes (100 Jahre Profilsicherung) Testgemeinde Freinhausen

4.2 Umweltverträglichkeitsprüfung landwirtschaftlicher Förderungsmaßnahmen
(BACHHUBER, R., SCHALLER, J., 1985)

In einer Umweltverträglichkeitsstudie für Maßnahmen zur Gemeinschaftsaufgabe "Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes" (vgl. BACHHUBER, R., SCHALLER, J., 1985) werden bodenkundliche Daten in einem GIS herangezogen, um mögliche Auswirkungen von Nutzungsänderungen, die durch Fördermaßnahmen in landwirtschaftlichen Betrieben ausgelöst werden, zu untersuchen.

Abbildung 7 zeigt als Beispiel der flächenbezogenen Auswertung die ermittelte Belastung der Grundwasservorkommen als Folge einer landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsintensivierung ("massnahmenbedingte Belastung"). Der Vorteil in der GIS Anwendung liegt hier vor allem darin, unterschiedliche Fördermodelle mit unterschiedlicher Beeinflussung der Fruchtfolgen schnell und effektiv auf ihre Auswirkungen zu untersuchen. Datenbasis ist eine Boden- und Realnutzungs-karte im Maßstab 1:25.000, die mit den zusätzlichen Informationen (Boden-tabelle, Grundwasserwerte, Neigungsstufen, etc.) aufbereitet werden.

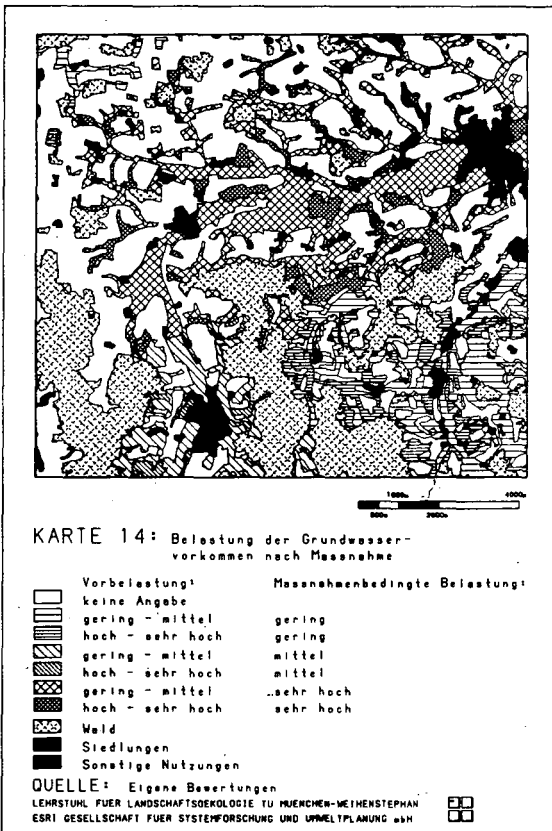


Abb. 7: Belastung der Grundwasservorkommen nach Maßnahme

5. Literatur

- ARONSON, P., MOREHOUSE, S., 1983: The ARC/INFO map library: the design for a digital data base. Proceedings of the 6th annual International Symposium on Automated Cartography 1, 327-82, American Congress of Surveying and Mapping, Washington DC.
- BACHHUBER, R., GERTBERG, W., HABER, W., KAULE, G., KERNER, H., SCHALLER, J., SITTARD, M., 1985: Landschaftsökologische Modelluntersuchung Ingolstadt, Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Hauptbereich A01. Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern, Forschungsbericht 101 04013/01, Umweltbundesamt Berlin.
- BACHHUBER, R., SCHALLER, J., 1985: Umweltverträglichkeitsprüfung für Maßnahmen der Gemeinschaftsaufgabe "Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes". Lehrstuhl für Landschaftsökologie TUM, Forschungsbericht UFOPLAN Nr. 101102061/01, Umweltbundesamt Berlin, unveröffentlicht.
- BADER, S., GERTBERG, W., LANDAU, H., SCHWERTMANN, U., SUGG, P., WITTMANN, O., 1981: Landschaftsökologische Modelluntersuchung Ingolstadt, Lehrstuhl für Landschaftsökologie TUM, Abschlußbericht Band B6, Fachbereich Geologie und Bodenkunde. Forschungsbericht UFOPLAN Nr. 81-10401101, Umweltbundesamt Berlin, unveröffentlicht.
- DANGERMOND, P.J., 1982: Software components commonly used in Geographic Information Systems. ESRI - Environmental Systems Research Institute, Redlands CA 92373, 380 New York Street.
- GREEN, N.P., FINCH, S., WIGGINS, J., 1985: The "state of the art" in Geographical Information Systems. Aerea 17, 295-301.
- SCHALLER, J., 1981: Grundlagenermittlung, Datenaufbereitung und Auswertung für die Landschaftsplanung am Beispiel der Landschaftsökologischen Modelluntersuchung Ingolstadt. Bayer. Landw. Jahrbuch, 58. Jg., Sonderheft 1/1981, 177-204.
- SCHALLER, J., 1985: Anwendung geographischer Informationssysteme am Beispiel landschaftsökologischer Forschung und Lehre. Verh. der Gesellschaft für Ökologie (Bremen 1983), Bd. XIII, 443-464.
- SCHALLER, J., 1986: Das Geographische Informationssystem "ARC/INFO" und die mögliche Anwendung auf GEO-Daten. Beiträge zur GEOLIS-Tagung, TU-Wien, Geowissenschaftliche/Geotechnische Daten in Landinformationssystemen. Bedarf und Möglichkeiten in Österreich. Hrsg.: G. Gerstbach - Geowiss. Mitt. 27, 1986, 166-177, Wien.
- SCHALLER, J., SPANAU, L., 1987: MAB-Projekt 6: Der Einfluß des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme - Integrierte Bewertungsmethoden und Modelle für die Ökosystemforschung Berchtesgaden. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 1986 in Graz. In Vorbereitung.



**Die Bodennutzungserhebung der Reichsbodenschätzung
als Information für eine aktuelle Inventur der Böden**

von

SIEM, H.-K.^{+) , E.CORDESEN⁺⁺⁾ , H.FINNERN^{+)) und J.LAMP⁺⁺⁾}}

Einleitung

Das Geologische Landesamt Schleswig-Holstein und das Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel führten eine Bodenkartierung des Stadtgebietes Kiel in den Grenzen des Landschaftsplanes durch. Dazu wurden u.a. alle vorhandenen Daten der **Reichsbodenschätzung** (RBS) mitverwendet. Über die teildigitale Erfassung, Verarbeitung und Auswertung der RBS-Grabloch- und Klassenflächendaten berichtete CORDESEN u.a., 1985.

Problemstellung

Die Bodenschätzung erfaßt nur land- und gartenwirtschaftlich genutzte und nutzbare Kulturböden über ein Bohrkernraster und daraus abgeleitete klassenflächenbezogene (bestimmende) Grablöcher. Für die nicht der Bodenschätzung unterliegenden Flächen wurde lediglich die Art der anthropogenen Nutzung oder das Gestein, die Vegetation und das Gewässer in die Feldkarte eingetragen. Die weitverbreitete Auffassung, daß die Bodenschätzungsdaten flächendeckend vorliegen, trifft nur für die **Bodennutzungserhebung**, nicht aber für die **Kulturbodeninventur** zu. Ausgehend von der Kausalkette der Pedogenese (Faktoren - Prozesse - Merkmale, SCHROEDER, 1969) und der Lithogenese wirkt der Mensch über die Nutzung als lithogener und pedogener Faktor. Angaben zur anthropogenen Nutzung sind deshalb wichtige Informationen zur Deutung der Litho- und Pedogenese und wurden bei der Herstellung der Bodenkarte des Stadtgebietes Kiel aus der Bodenschätzung mit herangezogen.

+) Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein, Mercatorstr. 7, 23 Kiel

++) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts- Universität, Olshausenstr. 40, 2300 Kiel 1

Datenträger

Die RBS-Daten der bundesweit abgeschlossenen Erst-Inventur liegen in den dafür zuständigen Finanzämtern in Form von **Insel-Flurkarten** unterschiedlicher Maßstäbe und Inhalte (Feldkarte, Schätzungsurkarte = Schätzungsreinkarte) und **Schätzungsbüchern** (Feld-, Acker- und Grünlandsschätzungsbuch) vor. Die Ergebnisse der Bodennutzungserhebung befinden sich als handschriftliche Eintragungen flächenbezogen in den Feldkarten. Eine Zusammenstellung der für den Raum Kiel in den **Feldkarten** aufgeführten Nutzungsarten zeigt Tabelle 1.

Tabelle 1

Bauliche Anlagen

Gebäude	Begräbnisplatz	Wehrmachtsgelände
Straße, Weg, Platz	Autobahn	Flakstellung
Eisenbahngelände	Truppenübungsplatz	Bunkeranlagen
Sportplatz	alter Schießstand	Barackenlager
Hofanlage	Flugplatz	Werftgelände

Auftragsflächen

Schuttplatz	mit Sand überfahren
Müllplatz	übersandetes Moor
Kippe	künstliche Aufschüttung
Kipland	aufgetragenes Gelände
Abladeplatz	zugeschüttete Bombenrichter
Müllplatz in LMO	aufgeschütteter Sandrücken
aufgebrachter Boden	aufgefüllter Boden
aufgefahrener Boden	

Abbauland

Kalkgrube	Tongrube	Bombenrichter
Sandgrube	Ziegelgrube	abgebauter Kiesberg
Kiesgrube	abgeziegeltes Loch	abgebaute steinige Kuppe
Mergelgrube	eingeebene Sandkuhle	überfahrene Tongrube
Lehmgrube	abgeziegelt	Torfstich

Baum-Fläche

Laubholz	alte Weidenkultur	Schutzwald m. Weidebereich
Nadelholz	Park	Schulwald
Laub-Nadelholz	parkartiges Gelände	Korbweiden
Obstbäume	Wald m. Weidebereich	Erlenpflanzung

Gartenland

Hausgarten	Terrassengärten
Schrebergärten	Baumschule
Laubenkolonie	Feldgemüsebau
Obstgarten	Gärtnerei

Sonstige

Unland	Unland mit Gebüsch	Ödland = Abbauand
Neukultur	Neuanpflanzung	roher Acker

Wasserflächen

Au	Kanal	alter Flußlauf
Bach	Quelle	Fischteich
Fluß	Quellgebiet	Teich, Tümpel
Graben	See	Viehtränke

Feucht-Naßflächen

Moor	Niedermoor über Mudde	vereinzelt Moor
Sumpf	Moostorf	Torflöcher u. Kuhlen
Bruch	moorige Tiefstellen	Salzwiese
Reet	Sumpflöcher	Duwock
LH-Bruch	moorige u. nasse Gründe	

Datenerfassung

In dem für das Untersuchungsgebiet zuständigen Finanzamt wurden die eingemessenen RBS-Karteninhalte mit einem schwebenden Pantographen in die **Deutsche Grundkarte**, die Grablochbeschreibungen der Schätzungsbücher auf einen maschinenlesbaren **Markierbeleg** übertragen. Über den Aufbau des Beleges, das Markieren der Klassenflächeninhalte (Grablochposition, Relief, Klassenzeichen, Wertzahlen, Bodenmerkmale) berichtete CORSDEN u.a., 1985. Für die Aufnahme der in Tabelle 1 aufgeführten Nutzungsarten war mit wenigen Ausnahmen der Markierbeleg nicht vorgesehen. Dies

entspricht auch der Vorgehensweise der bodenkundlichen Auswertung der Reichsbodenschätzung, die nur Klassenflächeninhalte berücksichtigt (FLEISCHMANN u.a., 1979). Um diese Angaben dennoch verwenden zu können, wurden sie handschriftlich in die **Deutsche Grundkarte** übertragen.

Datenverarbeitung

In die **"grablochgestützte Bodenkarte"** als Grundlage der eigenen Bodenkartierung wurden die mit einer Angabe aus der Bodennutzungserhebung versehenen Flächen mit übernommen. Für einige Nutzungen wie Gärten, Abgrabungen und Aufschüttungen, bauliche Anlagen usw. entstanden eigenständige **Themenkarten**. Aus ihrer Überlagerung mit der aktuellen Deutschen Grundkarte (DGK5) und der Topographischen Karte 1:25000, ergaben sich über Differenz und Koinkidenz Hinweise für die Auswahl eigener Aufschlußpositionen und die Ausscheidung und Begrenzung von Kartiereinheiten. Waren z.B. RBS-Gärten und DGK5-Gärten deckungsgleich, wurde zunächst in Verbindung mit einer bestimmten Siedlungsstruktur von einer Bodenentwicklung in Richtung Hortisol ausgegangen und mit wenigen Aufschlüssen überprüft. Ähnlich wurde mit den Nutzungsangaben Aufschüttung und Abgrabung im Zusammenhang mit einem daraus abgeleiteten **Altablagerungskataster** verfahren. Die DGK5 gibt keine Hinweise über Flächen und stoffliche Zusammensetzung anthropogener Ablagerungen, und eine eigene Kartierung hätte diese von der RBS benannten Flächen nur durch Zufall erfaßt.

Zusammenfassung

Für die Bodenkartierung des Stadtgebietes Kiel erwies es sich als hilfreich, nicht nur die RBS-Daten der Kulturbodeninventur sondern auch die der Bodennutzungserhebung zu verwenden. Nur zusammen ergeben diese Angaben eine **flächendeckende Information**. Änderung und Nichtänderung anthropogener Nutzung und Nichtnutzung sind wichtige Hinweise für die Interpretation der Litho- und Pedogenese. Für die Zukunft sollte eine digitale Erfassung der RBS-Nutzungsarten vorgesehen werden. Dies gilt besonders für anthropogene Verdichtungsräume, für die auch wichtige Hinweise auf Nutzungsänderungen während der letzten fünfzig Jahre gegeben werden.

Literatur

CORDBSEN, E., SIEM, H.-K. u. LAMP, J.: Erfassung der Grablochdaten der Bodenschätzung mit Hilfe von Markierbelegen, Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43/I, 25-30, 1985

FLEISCHMANN, R., HACKER, E. u. OELKERS, K.-H.: Vorschlag zu einem Übersetzungsschlüssel für die automatische bodenkundliche Auswertung der Bodenschätzung, Geol. Jahrb. F6, Hannover 1979

SCHROEDER, D.: Bodenkunde in Stichworten, Verlag Ferdinand Hirt, 1969



Referate

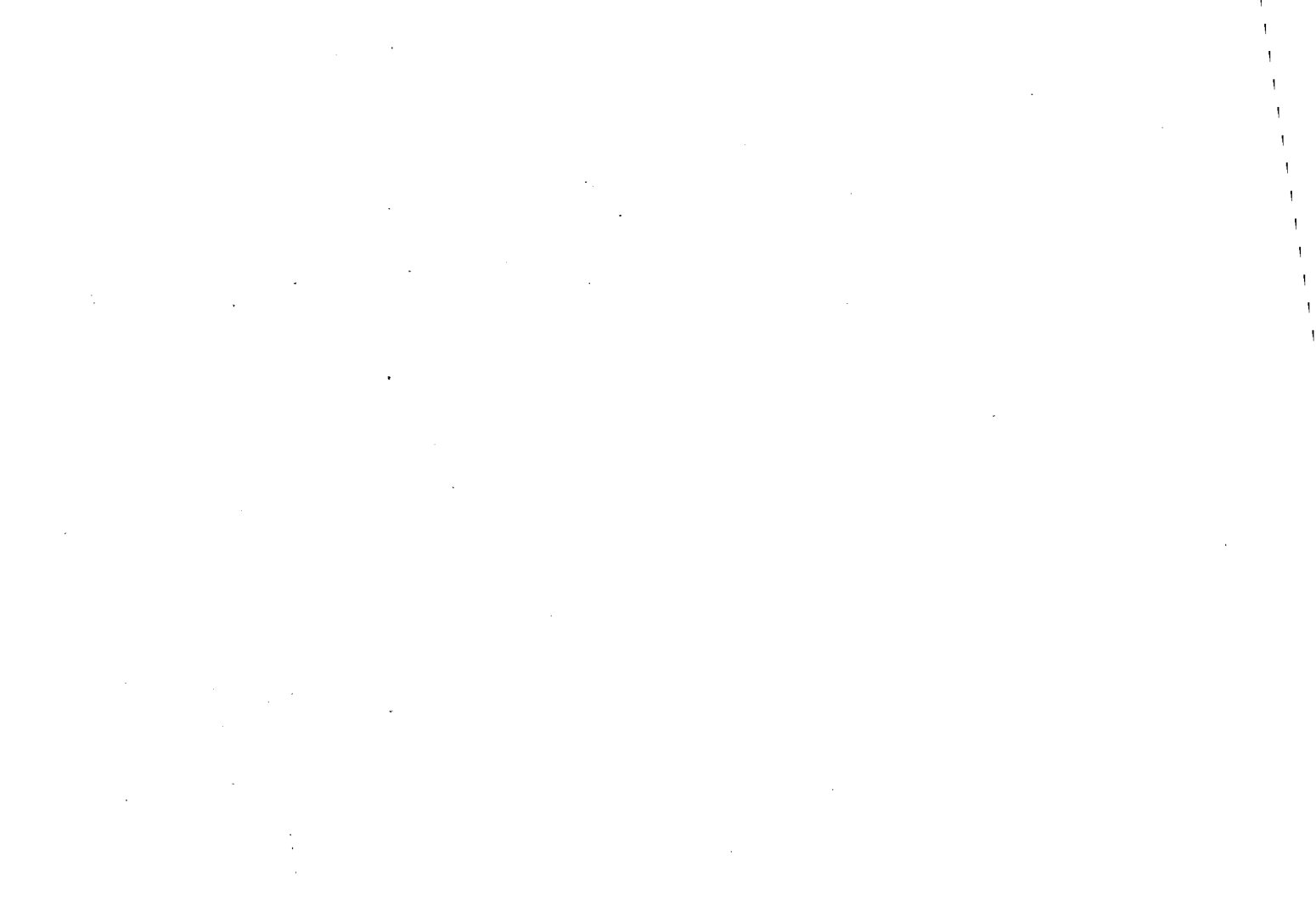
Gemeinsame Sitzung der Kommissionen V und VI

am

17. und 18. Februar 1987

in

Osnabrück



Die Auswirkung von Bodenentseuchungen mit Dichlorpropen auf das Grundwasser - Felduntersuchungen im Emsland -

von

Ahlsdorf, B., R. Stock, P. Friesel und G. Milde^{*)}

Mit dem Inkrafttreten der novellierten Trinkwasserverordnung am 01.10.1986 wurden neben anderen neuen Parametern auch Trinkwassergrenzwerte für Pflanzenschutzmittel (PSM) festgeschrieben (0,1 ug/l für einzelne Mittel und 0,5 ug/l für die Summe der Mittel). Da im Wasserhaushaltsgesetz vorgeschrieben ist, daß Grundwasser generell zu schützen sei, werden die Trinkwassergrenzwerte auch als Maßstab für die Bewertung des Auftretens von PSM in Grundwässern herangezogen. Mit den hier vorgestellten Ergebnissen soll versucht werden, die Problematik möglicher Grundwasserqualitätsbeeinträchtigungen durch PSM zu bewerten und zur Entwicklung von Strategien für einen effektiven Grundwasserschutz beizutragen.

In einem Stärkekartoffelanbaugebiet im Emsland (Abb.1) wurden oberflächennahe Grundwässer auf das Nematizid 1,3-Dichlorpropen untersucht, das mit Aufwandmengen von ca.140 kg Wirkstoff/ha (zugelassene Höchstmenge ca.360 kg/ha) in den Oberboden injiziert wird (in 15 bis 20 cm Tiefe). Dichlorpropen, ein leichtsiedender Kohlenwasserstoff, ist im Zulassungsverfahren als grundwassergefährdend eingestuft worden (W1-Vermerk).

Im Winterhalbjahr 1984/85 wurden im Rahmen einer Voruntersuchung oberflächennahe Grundwässer unter zwei Kartoffelfeldern unterschiedlicher Standorteigenschaften untersucht (Spitzenwert: 8620 ug/l; siehe Tab.1). Hierbei ergaben sich erste Hinweise, daß Dichlorpropenverunreinigungen des Grundwassers mit den jeweiligen Bodenbeschaffenheiten in Beziehung stehen.

Im Juli 1986 wurden im Untersuchungsgebiet auf 37 Feldern 80 Grundwasserbeobachtungsrohre (im weiteren Brunnen genannt) gesetzt, mit denen die obersten 50 cm des Grundwassers beprobt werden konnten (GW-Flurabstände 1-4 m). In 38 Grundwasserproben, d.h. in knapp 50 % aller Brunnen, konnte Dichlorpropen mit 0,1 ug/l und mehr nachgewiesen werden; 14 Brunnen wiesen Konzentrationen deutlich über 0,5 ug/l auf (max.803 ug/l; siehe Tab.2). Mit Ausnahme von zwei Brunnen lag bei allen Dichlorpropenbefunden der Anwendungszeitpunkt noch kein volles Jahr zurück (Herbst 1985).

Eine Aufschlüsselung der Grundwasserbefunde nach der Art des geologischen Substrats (Tab.3) und der bodenkundlichen Standorteigenschaften (Tab.4 - 7) ermöglicht eine gewisse Differenzierung. Erwartungsgemäß ist die überwiegende Zahl

^{*)} Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin-Dahlem

der Befunde in sandigen Substraten zu finden (Tab.3). Aber auch unter den Hochmoorstandorten konnte Dichlorpropan nachgewiesen werden. Hierbei konzentrieren sich fast alle Befunde auf Treposole (Tab.4), d.h. auf Hochmoorstandorte, die tiefgepflügt wurden (schräge Sandbalkenschichtung). Bei den sandigen Substraten waren die holozänen fluvialen Sande der Emsniederung (überwiegend Gleye) insbesondere bei den höheren Dichlorpropankonzentrationen überproportional vertreten. Ansonsten treten besonders die sauren Braunerden (verhältnismäßig humusarm) und die (Gley)-Podsol-Treposole (Böden mit Ortsteinumbruch) mit einer hohen Anzahl von Befunden hervor. Die Dichlorpropanverlagerung ins Grundwasser konnte selbst bei hohen Humusgehalten im Ap (ausgenommen Hochmoorstandorte) beobachtet werden (Tab.5), möglicherweise als Folge der hohen Wirkstoffmenge und der Einbringungsart. Deshalb wurde der Gehalt an organischer Substanz über das Gesamtprofil in die Betrachtung mit einbezogen (Tab.6). Hierbei zeigte sich, daß bei mehr als 2 % organischer Substanz im Gesamtprofil und GW-Flurabständen von mehr als 2,50 m (Tab.7) Dichlorpropankonzentrationen größer als 0,5 µg/l nicht zu finden waren.

Die ermittelten Grundwasserkontaminationen durch Dichlorpropan stimmen überein mit Befunden vergleichbarer Untersuchungen auf sandigen Böden in den Niederlanden (Loch, J.P.G., und Hoekstra, R., 1986).

Die Ergebnisse weisen darauf hin, daß eine differenzierende bodenkundliche Betrachtung einen wichtigen Beitrag zur Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen durch PSM und damit auch für einen effektiven Grundwasserschutz leisten kann.

Literatur

Friesel, P., Stock, R., Ahlsdorf, B., v.Kunowski, J., Steiner, B., Milde, G.:

Untersuchung auf Grundwasserkontaminationen durch Pflanzenbehandlungsmittel - eine Bestandsaufnahme an ausgewählten Grundwasserlagerstätten -. Abschlußbericht an das Umweltbundesamt, Berlin, 1986, wird veröffentlicht 1987.

Friesel, P., Milde, G., Stock, R., Ahlsdorf, B.:

Impact of Agricultural Pesticide Application on Groundwater in Western Germany - Latest Results and an Attempt of Assessment. Proceedings des 13.Kongreß der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft, Hamburg 1986, in Druck.

Stock, R., Friesel, P., Milde, G.:






Grundwasserkontaminationen durch Pflanzenbehandlungsmittel in der Niederen Geest Schleswig-Holsteins und im Emsland. In: Milde, G., Friesel, P. (Hrsg.): Pflanzenbehandlungsmittel und Gewässer. V.Schr. - R.Ver. WaBoLu, Band 68, G.Fischer Verlag, Stuttgart 1986.

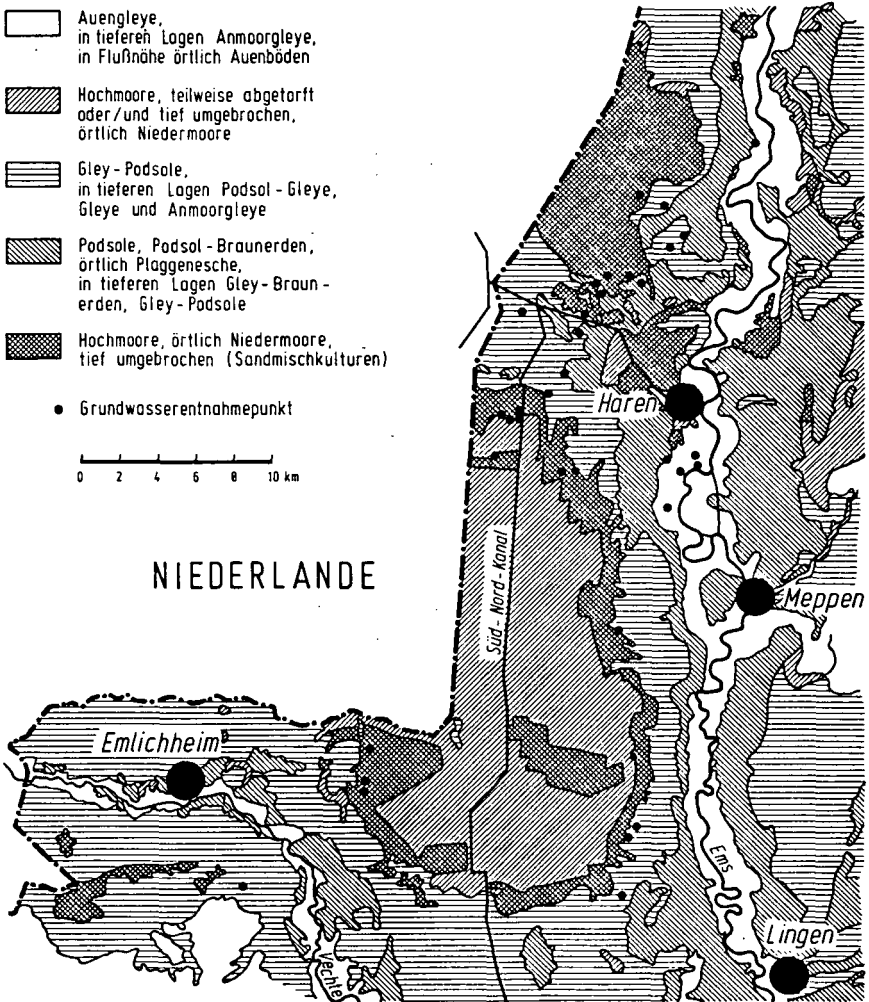
Loch, J.P.G., Hoekstra, R.:

Spuren von Pflanzenbehandlungsmitteln im Grundwasser - Konzeption und erste Ergebnisse von Untersuchungen in Böden hoher Durchlässigkeit in den Niederlanden. In: Milde, G., Friesel, P. (Hrsg.): Pflanzenbehandlungsmittel und Gewässer. V.Schr.-R.Ver.WaBoLu, Band 68, G.Fischer Verlag, Stuttgart 1986.

Abbildung 1

Bodenkarte des Untersuchungsgebietes im Emsland

-  Auengleye,
in tieferen Lagen Anmoorgleye,
in Flußnähe örtlich Auenböden
 -  Hochmoore, teilweise abgetorft
oder/und tief umgebrochen,
örtlich Niedermoore
 -  Gley-Podsole,
in tieferen Lagen Podsol-Gleye,
Gleye und Anmoorgleye
 -  Podsole, Podsol - Braunerden,
örtlich Plaggengesche,
in tieferen Lagen Gley-Braun-
erden, Gley-Podsole
 -  Hochmoore, örtlich Niedermoore,
tief umgebrochen (Sandmischkulturen)
 - Grundwasserentnahmepunkt
- 0 2 4 6 8 10 km



bearbeitet nach:
Bodenkundliche Standortkarte
1:200 000 NLFb.1975

Tabelle 1**Dichlorpropenkonzentrationen im Emsland (Voruntersuchung)**

Meßwerte in ug/l; die dazugehörigen Grundwasserflurabstände stehen in Klammern

Anwendungszeitpunkt : November 1984
 Aufwandmenge : ca.140 kg Dichlorpropen/ha
 Geologisches Substrat : Pleistozäne Sande (Feld A)
 Hochmoore über pleistozänen Sanden (Feld B)
 Böden : Gley-Podsol (Feld A)
 Hochmoor-Treposol (Feld B)

<u>Feld A</u>	Brunnen	beprobt am 21.12.1984	beprobt am 14.03.1985	beprobt am 08.05.1985
	A1 (Ackerrain)	54 (1,22 m)	19 (1,36 m)	5 (1,52 m)
	A2	8620 (1,20 m)	3696 (1,44 m)	1843 (1,62 m)
	A3	3220 (0,98 m)	2773 (1,04 m)	- -
<u>Feld B</u>				
	B1 (Ackerrain)	1 (1,68 m)	1 (1,71 m)	<1 (1,73 m)
	B2	1 (1,66 m)	5 (1,82 m)	- -
	B3	1 (1,65 m)	4 (1,73 m)	<1 (1,70 m)

Tabelle 2**Dichlorpropenkonzentrationen im Grundwasser unter Stärkekartoffelfeldern im Emsland (Hauptuntersuchung)**

Untersuchungsgebiet : ca.400 qkm in den Kreisen Emsland und Grafschaft Bentheim
 Zeitpunkte der letzten Anwendung : überwiegend Herbst 1985
 Aufwandmenge : ca.140 kg Dichlorpropen/ha

Dichlorpropenkon- zentration (ug/l)	Zahl der Brunnen	%
n.n.	42	52,5
0,1 - 0,5	24	30,0
0,5 - 20,0	10	12,5
> 20,0	4	5,0
insgesamt	80	100,0
höchste Dichlorpropenkonzentration : 803 ug/l		

Tabelle 3**Gruppierung der Proben nach geologischem Substrat**

Substrat	Brunnen (gesamt)	Befunde (ug/l)		
		n.n.	>0,1	davon >0,5
Torfe/pleistoz.Sande	32	22	10	2
z.T.holozäne Sande/ pleistozäne Sande	38	16	22	7
holozäne Sande	10	4	6	5

Tabelle 4**Gruppierung der Proben nach überlagernden Bodentypen**

Bodentyp	Brunnen (gesamt)	Befunde (ug/l)		
		n.n.	>0,1	davon >0,5
Hh-Deckkulturboden	5	4	1	-
Hochmoor-Treposol	27	18	9	2
Gley	10	3	7	4
Podsol-Gley	6	3	3	-
Gley (re)	9	7	2	1
Auengley	1	-	1	-
(Gley)-Podsol	5	1	4	1
(Gley)-Braunerde	8	2	6	4
(Gley)-Podsol-Treposol	5	1	4	2
(Gley)-Kultsol	3	3	-	-
Plaggenesch	1	-	1	-

Tabelle 5**Gruppierung der Proben nach Gehalten an organischer Substanz im Oberboden (Ap) (ausgenommen Hochmoorböden)**

organische Substanz (%)	Brunnen (gesamt)	Befunde (ug/l)		
		n.n.	>0,1	davon >0,5
1 - 2	5	1	4	4
2 - 4	16	7	9	4
4 - 8	22	8	14	4
> 8	5	4	1	-

Tabelle 6**Gruppierung der Proben nach Gehalten an organischer Substanz im Gesamtprofil**

Organische Substanz gemittelt über Tiefe bis Grundwasserstand; Hochmoorböden wurden nicht berücksichtigt.

organische Substanz (%)	Brunnen (gesamt)	Befunde (ug/l)		
		n.n.	>0,1	davon >0,5
< 1	8	2	6	3
1 - 2	30	12	18	8
2 - 4	9	6	3	-
4 - 8	-	-	-	-
> 8	1	1	-	-

Tabelle 7**Gruppierung der Proben nach Grundwasserflurabständen**

GW-Flurabstand (cm)	Brunnen (gesamt)	Befunde (ug/l)		
		n.n.	>0,1	davon >0,5
<u>Substrat : Torfe über Sanden</u>				
< 150	1	-	1	-
150 - 200	11	9	2	-
200 - 250	15	9	6	2
250 - 300	5	4	1	-
> 300	-	-	-	-
<u>Substrat : Sande</u>				
< 150	5	2	3	1
150 - 200	27	12	15	7
200 - 250	10	4	6	4
250 - 300	2	1	1	-
> 300	4	1	3	-

Ernteerträge nach tiefer Bodenbearbeitung von Sand- und Marschböden

von

Abblas, J.

Zusammenfassung

Der trockene Sommer des Jahres 1976 führte zu einer steigenden Nachfrage nach Beregnungsinstallationen. Als Alternative zu einer solchen Wasserversorgung kam die Vergrößerung der Bewurzelungstiefe der Kulturpflanzen in Frage. Dieser Aspekt war dann auch Gegenstand umfangreicher Forschungstätigkeit. Damit die Rentabilität durch eine Bodenbearbeitungsmassnahme nicht sinkt, muss die bearbeitete Kultur per Jahr durchschnittlich 4 bis 5% mehr Ertrag tiefer. Dies wird nur selten erreicht, am ehesten jedoch auf Sandböden. Dagegenüber wirkt sich das Lockern von 'Tonsand' und 'Plaatgronden' 1) oft negativ aus. Der Inhalt dieser Ausführungen trägt mit bei zur nötigen Kenntnis die als Entscheidungsgrundlage für die Durchführung einer Tieflockering dienen.

Einleitung

Ein festes Einkommen trägt im allgemeinen mehr bei zur Verbesserung der Lebensqualität als ein unsicherer Betriebserfolg. Dies gilt auch für die Landwirtschaft, was für Acker- und Gemüsebaubetriebe in erster Linie bedeutet, langfristig sichere Erträge anzustreben. Wichtiger Faktor dieser Ertragssicherung ist die regelmässige Wasserversorgung der Kulturen. Dies kann auf zwei Arten erreicht werden:

1. Beregnung oder Bewässerung
2. Erhöhung der Bewurzelungstiefe (Tabelle 1)

Tabelle 1: Relativer Körnerertrag von Sommerweizen, Borgercompagnie 1964.

	unberegnet	beregnet
unbearbeitet, Bewurzelung 25 cm	100	115
tiefgepflügt, Bewurzelung 65 cm	114	111

Das Versuchsfeld 'Borgercompagnie' wurde 1961 angelegt auf einem gut drainierten abgegrabenen Hochmoorboden im Nordosten der Niederlande. Aussliesslich im Jahre 1964 wurde als versuchsvariante beregnet mit ca 200 mm. Mit dieser Beregnung wurde derselbe Ertrag erreicht wie durch Tieflockern.

Die folgenden Ausführungen befassen sich mit den Einflüssen einer Tiefen Bodenlockerung auf die Ernteerträge.

Die wichtigste Bedingung bevor ein Boden tiefgeloockest wird ist einer gute

Entwässerung der Parzelle: ein genügend tiefer Grundwasserstand vor allem in der nassen Jahreszeit, also im Winter. Dies bedeutet in den meisten Fällen, dass vor dem Tieflockern zuerst drainiert werden muss. Ein umgekehrtes Vorgehen war verhängnisvoll. Im weiteren sollte man fordern, dass nach dem Tieflockern von leichten Böden, wie Sandböden und Tonsand, diese nur noch mit leichten Maschinen und Transportmitteln und ausschliesslich im trockenen Zustand befahren werden.

In der Folge werden die Ernteerträge von Sandböden und tonhaltigen Böden besprochen. Bei der Beurteilung der Rentabilität muss man von einem Naturalmehrertrag von 4 bis 5% pro Jahr ausgehen. Diese Verwertung deckt sich mit den jährlichen Kosten einer tiefen Bodenbearbeitung.

Sandböden

Auf dem 1961, auf gut drainiertem Boden angelegten Tiefpflug-Versuchsfeld 'Borgercompagnie', wurde anfang 1982 ein Teil mit einem breitzahnigem Tieflockerer erneut tief bearbeitet. Die Tabelle 2 zeigt die durchschnittlichen Ernteerträge für die Jahre 1982 bis 1984. Es zeigen sich kaum Unterschiede zwischen der Mehrerträgen die aus den Bodenbearbeitungen im Jahre 1961 und 1982 resultieren. Ein erneutes lockern des 1961 tiefgepflügten Bodens war nicht notwendig für das Erreichen eines Mehrertrages. Dieser bleibende Effekt der tiefen Bodenbearbeitung im Jahre 1961 kann der guten Drainage des Bodens zugeschrieben werden.

Tabelle 2: Durchschnittliche Relativerträge 1982 bis 1984 auf einer Versuchsparzelle in Borgercompagnie, die 1961 tiefgepflügt und im Frühling 1982 tiefgegrubbest wurde (unbearbeitet 1961 und unbearbeitet 1982 = 100)

	unbearbeitet 61 tieflockern 82	tiefgepflügt 61 unbearbeitet 82	tiefgepflügt 61 tieflockern 82
Sommerweizen	116	114	118
(Veredlungs)-Kartoffeln	109	106	104
Zuckerrüben	103	110	111
Durchschnitt	109	110	111

Die Kulturen auf den Podsol-Profilen reagierten je nach Versuchsort verschieden (Tabelle 3). Die Erträge hingen unter anderem ab vom Grundwasserniveau, je tiefer dieses war, desto höher war der Mehrertrag. Eine mässige Bodenbearbeitung zeigte bessere Resultate als ein einmaliges Tieflockern. Eine gleichzeitig mit dem Untergrundmischlockerer ausgeführte Phosphatdüngung auf der Ver-

Tabelle 3: Durchschnittliche Relativerträge von drei Versuchspartzen mit tiefgelockerten Podsolprofilen (unbearbeitet = 100)

		Vredepeel	Heino	Beringen
Tieflockern	90 cm div. Kulturen 75/79	105		
Mischlockern	95 cm div. Kulturen 75/79	105		
Tieflockern	Silomais 81/83		97	
Mischlockern	Silomais 81/83		102	
" "	und P-Düngung SM 81/83		103	
Tieflockern	90 cm Spargeln 71/78			111 (104-120)
Mischfräse	70 cm Spargeln 71/78			128 (110-156)
Mischfräse	90 cm Spargeln 71/78			146 (123-170)

suchstation 'Heino', zeigte nur im ersten Anbaujahr positive Effekte. Auf fallend hoch waren die Mehrerträge nach einer tiefen Bodenbearbeitung mit der Mischfräse in Spargeln. Je tiefer die Pflanzenwurzeln in den Boden eindringen konnten, desto höher waren die Spargelerträge, wobei die Mehrerträge jährlich stiegen. In den acht Versuchsjahren lieferten die mit der Mischfräse 90 cm tief verarbeiteten Parzellen 10500 kg/ha Mehrertrag verglichen mit den unbearbeiteten Parzellen. Im achtsten Versuchsjahr war das Porenvolumen des am tiefsten bearbeiteten Bodens zwischen den Fahrspuren (unten dem Spargelbeet überall noch höher als 45%, während unter den Fahrspuren wieder eine besorgniserregende Verdichtung festgestellt wurde.

Tonhaltige Böden

Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf 'plaatgronden'¹⁾ Böden mit einer 30-35 cm dicken Oberschicht von Tonsand oder Klei auf einem Sanduntergrund. Dieser Sanduntergrund ist ureigen stark verdichtet und damit nicht bewurzelbar. Der Grundwasserspiegel steht im Sommer 130 cm tief oder tiefer. Der gewünschte kapillare Aufstieg von 2 mm Wasser pro 24 Stunden ist in diesem Sanduntergrund nicht höher als 30 bis 50 cm, abhängig von der Feinheit des Sandes. Dieser Boden muss dann bis etwa 40 cm über dem durchschnittlichen Sommergrundwasserstand gelockert werden. Falls der Grundwasserspiegel im Winter regelmässig auf 80 cm ansteigt, hat ein lockern, tiefer als diese 80 cm, keinen Sinn. In trockenen Jahren wurden in 'Nieuwdorp' (Süd-west Niederlande) Ertragssteigerungen von ca 20% festgestellt, verglichen mit unbehandelten Parzellen (Tabelle 4). In Jahren mit etwas zu hohen Niederschlägen ging der Getreideertrag zurück. Vermutlich ist die mangelnde Durchlüftung der tieferen Wurzelzone in diesen nassen Jahren 1977 und 1981 der Grund für diese Ertragseinbussé.

Tabelle 4: Relativer Körnerertrag von Getreide auf einem gelockerten Lehm auf Sandunterlage in Nieuworp (unbearbeitet = 100)

	Mischlockern	Mischfräsen
1976 Sommergerste	122	-
1977 " "	85	97
1980 " "	118	115
1981 Winterweizen	90	76
Durchschnittlich 77-80-81	98	96

Dies kann vor allem aus der starken Pflanzenreaktion im Jahre 1981 nach intensivem durchmischen mit der Mischfräse geschlossen werden.

Auf einem anderen, im Herbst 1979 angelegten Versuchsfeld in 'Biesbosch' (Tabelle 5) wurden in 1980 starke Einflüsse auf die Bewurzelungstiefe beobachtet. Durch die Trockenheit im Mai waren viele Halme von dem Weizen bereits, auch auf die bearbeitete Parzellen, abgestorben. Für die Grassaatgutproduktion war im April und Mai 1982 in den unbearbeiteten Parzellen zu wenig Wasser verfügbar, während sich Mischlockeren günstig auf den Ertrag auswirkte. 1984 und 1985 war die Niederschlagsverteilung so optimal, dass kaum Ertragsunterschiede festgestellt werden konnten. Beim Sortieren der Kartoffeln fiel auf, dass im tiefgelockerten Boden weniger grosse Knollen (> 50 mm) anfielen. Dieser Effekt ist dadurch zu erklären, dass als Folge des tieflockerns ein feineres Saatbett entsteht, wodurch mehr Stengel pro Pflanze geformt werden und eine höhere Anzahl kleinere Knollen entstehen.

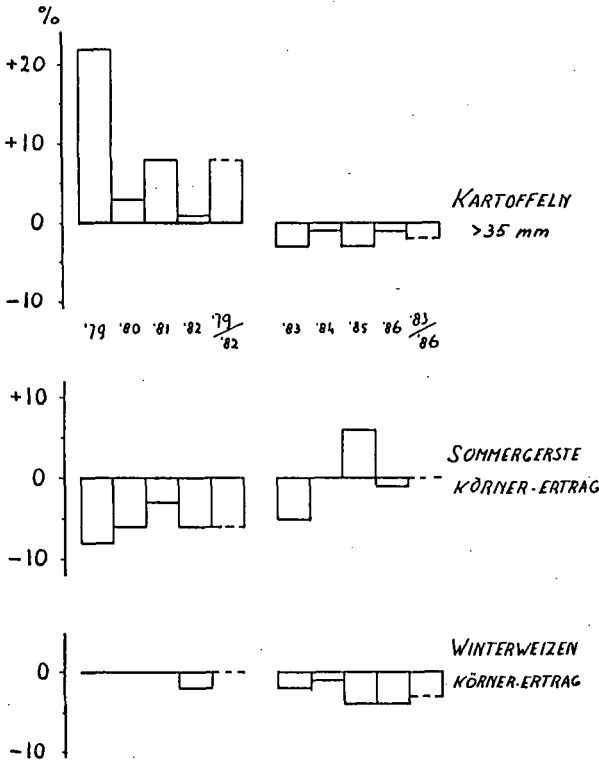
Tabelle 5: Relativerträge von verschiedenen Kulturen auf einem gelockerten Lehm auf Sandunterlage in Biesbosch (unbearbeitet = 100)

	Mischlockern 90 cm tief
1980 Winterweizen	231
1982 Grassaatgut	122
1984 Kartoffeln total/> 50 mm	98/85
1985 Winterweizen	98

Das extrem trockene Jahr 1976 weckte in den Niederlanden das Interesse für eine gute Wasserversorgung des Kulturpflanzen. Viele Landwirte kauften damals Beregnungsinstallationen. Weil im Südwesten des Landes zu wenig gutes Beregnungswasser zur Verfügung stand, wurde dort nach Möglichkeiten gesucht, den leichten Tonsandboden besser bewurzelbar zu machen.

Der gute Tonsand auf dem Versuchsbetrieb 'Westmaas' hat einen Tongehalt von 20%

im A-Horizont, wobei dieser in der Tiefe abnimmt. Der C-Horizont ist durch den schichtweisen Aufbau nur mässig bewurzelbar, die kapillare Wassernachlieferung ist jedoch gut. Bei den Kartoffeln konnte nach mischlockern in dem ersten Anbaujahren ein Mehrertrag an marktfähigen Knollen verzeichnet werden. In den späteren Jahren war aber der Einfluss dieser Bearbeitung negativ leicht (Fig. 1). Dieselbe Beobachtung wurde in Winterweizen gemacht. Demgegenüber reagierte die Sommergerste mit Mindererträgen, die in den späteren Versuchsjahren verschwanden.



Figur 1. Ertragszuwachs bzw. - einbusse als Folge einer Bodenbearbeitung mit der Mischlockerer 1978, in Prozent verglichen mit unbearbeitet, Westmaas.

Auf einem anderen Versuchsbetrieb in 'Colijnsplaat' enthält derselbe Bodentyp 13% Ton im A-Horizont. Der C-Horizont hat eine verminderte Wasserdurchlässigkeit, ist durch die feine Porenstruktur wenig durchlüftet und ist damit mässig durchwurzelbar und nicht für Kartoffeln. Alle Kulturen zeigten einen niedrigeren Ertrag nach einer tiefen Bodenbearbeitung als auf den ungelockerten Parzellen (Tabelle 6). Je intensiver die Bearbeitung war, desto grösser war die Ertragesinbusse; die Arbeit des Untergrundmischlockerers wurde mit der eines Tieflockeres verglichen.

Tabelle 6: Relativerträge in den Jahren 1979 bis 1986 von verschiedenen Kulturen auf gelockertem 'Zavelgrond' in Westmaas und Colijnsplaat (unbearbeitet = 100)

	Westmaas		Colijnsplaat	
	Mischlockern		Mischlockern	Tieflockern
	80 cm		80 cm	80 cm
Winterweizen	98 (8)		98 (5)	99 (5)
Sommergerste	97 (8)		90 (2)	96 (2)
Kartoffeln	102 (8)		96 (5)	103 (5)
Zuckerrüben	101 (3)		95 (5)	99 (5)

() Anzahl Erntejahre

In diesem gelockerten Tonsand nahm die Bewurzelungstiefe zu und der Eindringungswiderstand ab. Das Porenvolumen zwischen 40 und 50 cm war etwas zurückgegangen (Tabelle 7). Der Zusammenhang der Poren war aber so gestört dass die Luftzirkulation vermindert war.

Tabelle 7: Porenvolumen der Bodenschicht zwischen 40 und 50 cm Tiefe

	Westmaas 1982	Colijnsplaat 1981
unbearbeitet	44,4	45,7
Mischlocker	43,7	44,5
Tieflocker	-	44,9

Schlussfolgerung

Das Tieflockern von Böden auf 70 bis 100 cm Tiefe war in den meisten angegebenen Fällen nicht lohnend. Das beste Resultat zeigte sich in den Versuchen mit Spargeln, wo der Boden im durchwurzelten Erdreich locker blieb. Auf den erwähnten Tonsandböden wurden selbst Ertragsverminderungen verzeichnet. Eine tiefe Bearbeitung zum Zwecke der Bodenlockerung verlangt eine gute Voruntersuchung der Bodenverhältnisse. Im Allgemeinen darf von einer Tieflockerung nicht zuviel erwartet werden.

1) Plaatgrond = Boden mit einer 30-40 cm dicken Tonsand- oder Kleischicht auf einem Sanduntergrund.

Literatur

- Ablas, J. 1985: 'Groei en opbrengsten van gewassen na diep losmaken' in Themadag effecten van diepe grondbewerking in de akkerbouw en vollegrondsgroenteteelt, PAGV verslag nr 42, pag. 70-82.
- Wind, G.P. en R.Wiebing, 1985: 'Ervaringen met diep losmaken en herverdichting van grond' in Themadag enz., PAGV verslag nr 42, pag. 61-69.

Die Übersetzung der Bodenschätzung und ihre digitale
Bereitstellung in einem Bodeninformationssystem für
den Umwelt- und Bodenschutz

von

Benne, I. und H.-J. Heineke *

In der Bodenschutzkonzeption des Bundes und dem Bodenschutzprogramm einer Bund-Länder-Arbeitsgruppe der Umweltministerkonferenz wird in Konsequenz der drängenden Probleme des Umwelt- und Bodenschutzes u. a. das große Informationsdefizit über die flächenhafte Verbreitung der Böden und ihrer Eigenschaften bemängelt.

Wirksamer Bodenschutz als elementarer Bestandteil des Umweltschutzes erfordert die detaillierte Kenntnis ökologisch wirksamer Bodeneigenschaften und der diese steuernden Parameter in hoher räumlicher Auflösung, da für Schadensverhütung und Schadensbeseitigung meist parzellenscharfe Aussagen benötigt werden.

Um die entsprechend dieser Forderung außerordentlich großen Datenmengen für

- Erfassung,
- unkomplizierten Zugriff,
- Bereitstellung in verschiedenster Form,
- Auswertung und
- Aktualisierung im Sinne von Fortschreibung

überhaupt handhaben zu können, ist der Einsatz leistungsfähiger Rechner unerlässlich. Das heißt letztlich, daß dafür zu sorgen ist, die bodenkundlich relevanten Informationen in einem Bodeninformationssystem vorzuhalten. Dies kann nun aber nicht bedeuten, lediglich vorhandene Bodenkarten mit ihren Flächenbeschreibungen vorzuhalten, zumal die Heterogenität der Flächen, entsprechend der unterschiedlichen Maßstäbe, für parzellenscharfe Aussagen nicht geeignet ist. Es ergäbe sich lediglich ein Vorteil, indem Informationen auf der Ebene von bodenkundlichen Überblicken bereitgestellt und fortgeschrieben werden könnten. Die geforderte Informationsdichte in einem Bodeninformationssystem würde dagegen zunächst als wesentliches Element die detaillierte Beschreibung des Bodenaufbaues und darüber hinaus die umfangreiche Kennzeichnung der wichtigsten Böden durch Messungen in Feld und Labor erfordern. Erst auf der Basis solcher Daten sind Methoden der Auswertung zu Problemen des Bodenschutzes entwickelbar und in das Bodeninformationssystem zu integrieren.

* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

Die wesentliche Forderung der hohen Informationsdichte und Datenverfügbarkeit und der so gegebenen Möglichkeit, wirk-same Parameter bis hinunter zur Ebene der Parzelle flächen-deckend auszugrenzen, erfüllen z. Z. nur die Profilbeschrei-bungen der Bodenschätzung.

Ohne das System der Bodenschätzung an dieser Stelle detail-liert zu beschreiben, sei auf deren wichtigste Parameter, die genaue Beschreibung des Bodenaufbaues bis hinunter zu einer Tiefe von 1 m, verwiesen. Dieser Profilaufbau, nicht so sehr die im wesentlichen daraus abgeleiteten Parameter des Klassenzeichens, kann eine Basis sein, um Aussagen zu-zulassen, die eine umweltgerechte Nutzung des Bodens ermög-lichen. Die Inhalte der Bodenschätzung sind zudem nicht, wie oftmals behauptet wird, veraltet, sondern ihre Aktuali-tät ist durch regelmäßig vorgenommene Nachschätzung stets gewährleistet.

Diese Daten einem Informationssystem zugänglich zu machen, bedeutet allerdings eine Umsetzung ihrer Nomenklatur in die heute bei der Bodenkartierung durch die Geologischen Landes-ämter übliche Norm. Das heißt, daß in einem ersten Schritt Sonderzeichen in der Beschreibung in eine DV-gerechte Norm überführt werden müssen.

Abbildung 1 verdeutlicht diesen Arbeitsschritt durch die Darstellung einer typischen Profilbeschreibung aus dem Schätzungsbuch für Grünland und seine Umsetzung in eine Form, die die rechnergestützte Erfassung und Speicherung eines solchen Rohprofils erlaubt.

An dieser Stelle sei auf den ersten Entwurf des DATEN-SCHLÜSSEL BODENKUNDE (OELKERS, 1984) verwiesen, in welchem die wesentlichsten mnemotechnischen Kürzel zu einer genom-ten Profilbeschreibung zusammengetragen worden sind.

Die Profilbeschreibung nach dem System der Bodenschätzung muß aber, um i. o. g. Sinne auswertbar zu sein, noch weiter modifiziert werden. Dies ist nötig, da die Beschreibung der Profile damals wie heute nach einem gesonderten Schlüssel erfolgt.

Die weitere Umsetzung entsprechend der Kartiernorm der Geol. Landesämter betrifft zunächst die Schreibweise der Bodenar-ten. Das heißt, der Nebengemengteil wird stets hinter den Hauptgemengteil gestellt und die Ziffer, die den Ausprä-gungsgrad angibt, wird als letztes Zeichen der Angabe ge-führt (s. Abb. 1).

So aufgearbeitet kann ein Bodenschätzungsprofil der Daten-bank zugeführt und weiter bearbeitet werden. Dies geschieht durch den 1979 konzipierten Übersetzungsschlüssel zur Über-führung der Profilbeschreibungen der Bodenschätzung in die heute gebräuchlichen Termini. Es kommt hier zunächst darauf an, die Bodenart des mineralischen Feinbodens in die Klassi-fizierung der KA3 zu überführen. Bei der Übersetzung der Bo-denart ist als regelnde Variable zusätzlich die Entstehungs-art der Böden zu berücksichtigen.

So ist der kräftige Lehm bei der Entstehungsart Lo (Löss) als Ut4 einzustufen, wohingegen bei alluvialer Entstehung ein Tu4 zu ermitteln ist (Abb. 2). Grundlage dieses Schlüssels sind zum einen umfangreiche Korngrößenanalysen der Musterstücke der Bodenschätzung, zum anderen die seit 1979 gemachten Erfahrungen mit der Arbeit der Schätzungsprofile und ihrer Überprüfung im Gelände. Neuere Untersuchungen (HEINEKE, 1986; HENNINGS, 1985) bestätigen diese Erfahrungen. Generell ist festzustellen, daß keine extremen Abweichungen auftreten, sondern höchstens Verschiebungen um eine Klasse ermittelt worden sind. Die guten Ergebnisse bei der Übersetzung der Bodenart qualifizieren die Profile der Bodenschätzung als eine gut brauchbare Datenbasis, da sich wichtige Parameter zu Standorteigenschaften ableiten lassen. Neben der Überarbeitung der Substratangaben ist es ein wichtiges Anliegen, auch die heute in der Bundesrepublik Deutschland üblichen genetisch interpretierbaren Bodenhorizonte zu ermitteln und in hoher räumlicher Auflösung bereitzuhalten. Ohne diesen Schritt ist zum Beispiel eine Unterstützung der Herstellung von Bodenkarten durch ein Bodeninformationssystem nicht denkbar. Da dies auf der Basis der in der Schätzung erfaßten horizontkennzeichnenden Merkmale möglich ist - die direkte Angabe der Horizontbezeichnung fehlt hier ja -, bezieht der Übersetzungsschlüssel einen Lösungsvorschlag für dieses Problem mit ein (Abb. 3). Jedoch muß hier darauf verwiesen werden, daß dieser Schritt durchaus zu Ableitungsfehlern führen kann, wenn nicht aktualisierte Daten (Nachschätzung) vorliegen, da die horizontkennzeichnenden Merkmale sich im Gegensatz zur Beschreibung der Bodenart schnell verändern und daher rezent oder fossil sein können. Selbst wenn eine Nachschätzung vorliegt, ist dieses Problem nicht unbedingt behoben, da auch sie mehrere Jahre alt sein kann. Auch wenn solche Verhältnisse erkannt werden, man denke an die sich z. B. im Verlauf der Pseudovergleyung bildende Fleckung, kann man die Tatsache, daß es sich um fossile Merkmale handelt, nicht in der Profilbeschreibung ausdrücken oder zumindest ist dies nicht vorgesehen. Eine weitere Fehlerquelle ergibt sich aus der nicht eindeutigen Verwendung einiger Merkmalsangaben. So kann die Angabe 'braun' zum einen auf eine mehr oder weniger starke Verbraunung durch die Oxydation von Eisen hinweisen, zum anderen wird damit mitunter ein Humusgehalt bezeichnet.

Aus diesen Gründen ist die Übersetzung der Horizontbezeichnung stets als Vorschlag anzusehen, der durch eine Geländeüberprüfung zu verifizieren ist. Im einzelnen ist die Horizontermittlung von folgenden Bedingungen abhängig:

- a) der Entstehungsart,
- b) der Lage im Profil (Vorkommen in bestimmter Schicht),
- c) den horizontkennzeichnenden Merkmalen,
- d) der Bodenart.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die Daten der Bodenschätzung nach der Übersetzung in den heutigen bodenkundlichen Sprachgebrauch eine gute Grundlage für ein Bodeninformationssystem darstellen. In Zukunft ist geplant, die Aussagen der automatischen Übersetzung unter Berücksichtigung des geologischen Ausgangsgesteins, des Klimas, des Reliefs und historischer Karten abzusichern.

⑧	k p L 2.5	67	L I	a	2	66	66	Flä. Ver. - 8% (Böschung)
	(k) p L 1.5							
	i-s-p L 3							
⑨	k h p L 2.0	62	L II	a	2	60	60	Flä. Ver. - 4% (Böschung)
	k i p L 2.0							
	i-s-p L (voll)							
⑩	k p L 1.-1.5	46	L III	a	2	46	46	Flä. Ver. - 10% Böschung
	i-s-p L (voll)							

ARNRS	PRONUM	TK25		TK5	Gemeinde	Tagesauschnitt	Flur	Datum	Nachschätz.
Profil-Nummer	Site Nr.				GEMDE	TAGESAB	FLUR	DATUM	NACHS
14	9	4126		6	1	I	3	390404	/
Bodenart BODART	Zustandsstufe ZUSTAN	Entstehungsart ENSTHG	Klima KL IMAX	Wasserv. WASSER	Bodenanz./ Grundlagengrunds. BODENZ	Ackeranz./ Grundlagenzahl ACKERZ	Schicht- wechsel WECHSL	Besonderheiten BESOND	
L	II		a	2	60	60		Flä. Ver. - 8% (Böschung)	
Schicht- mächtigkeit SMECH	Humus HUMUS	Farbe FARBE	Eisen EISEN	Kalk KALK	Schicht- horizont- anzahl HSOHNST	Feinboden- Moor HNBOD	Sonst. z. Feinbod. BODSON	Boden- skelett SKEL	
2.0	h2								Lfs 3
1.0		h2							Lfs 3
7.0						12			Lfs 3 zt (schl.)

Abb. 1: Umsetzung der Sonderzeichen der Bodenschätzungsdaten und Zuordnung der Kürzel in Datenfelder im Erfassungsformblatt.

Übersetzung der Bodenart

Schematische Darstellung am Beispiel des 'kräftigen Lehms' Lkr3

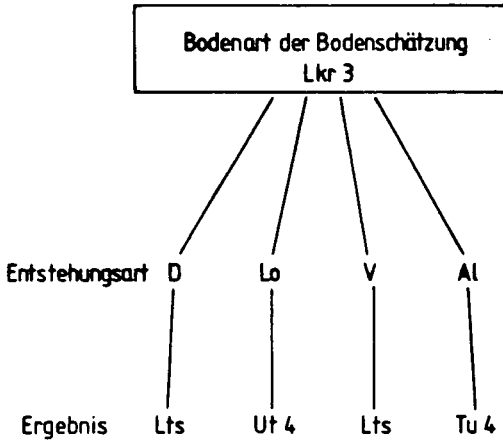


Abb. 2: Übersetzung der Bodenart der Bodenschätzung unter Berücksichtigung der Entstehungsart am Beispiel des kräftigen Lehms, Lkr3.

Auswertung horizontkennzeichnender Merkmale Schematische Darstellung für das Merkmal 'braun'

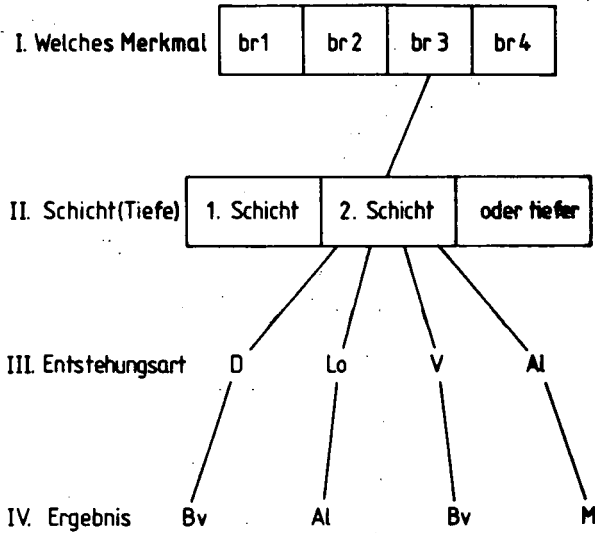


Abb. 3: Übersetzung der horizontkennzeichnenden Merkmale unter Berücksichtigung der Entstehungsart und Tiefenlage der Schicht an Beispiel braun.

Ein Rahmenschema zur Kennzeichnung der bodenkundlichen Feuchtesituation

von

Benzler, J.-H., W. Eckelmann u.
K.-H. Oelkers *

1. Einleitung

Die Feuchtesituation bodenkundlicher Standorte ist in hohem Maße ausschlaggebend für die auf dem Standort möglichen Nutzungen. Dies trifft sowohl für Zwecke der Land- und Forstwirtschaft als auch der naturnahen Nutzungen zu. Besondere Bedeutung gewinnt dieser Aspekt dadurch, daß ökologische Betrachtungsweisen in der Gegenwart einen sehr hohen Stellenwert genießen. So sollen Nutzungsfestschreibungen und -umwidmungen z. B. im Rahmen der Regional- und Grünplanung mehr als bisher die natürliche Nutzungseignung von Böden berücksichtigen. Als Beispiel sei das Interesse des Naturschutzes an vernetzten Strukturen von Naturräumen im Gegensatz zur Verinselung einzelner Naturschutzgebiete genannt. Für die Beantwortung derartiger Fragen ist das nachfolgend beschriebene Diagramm entwickelt worden.

2. Das Prinzip des Diagramms zur Bestimmung der bodenkundlichen Feuchtestufe

Für die Kennzeichnung der Feuchtesituation ist es erforderlich, sowohl bodenkundliche, bodenhydrologische, morphologische als auch klimatische Parameter zu berücksichtigen. Um bei der Beschreibung dieser Situation zu vergleichbaren Aussagen zu kommen, ist es darüber hinaus erforderlich, aus den o. g. Parametern ein allgemeingültiges Rahmenschema zu entwickeln. In Abb. 1 ist ein solches Rahmenschema in Form eines Diagramms dargestellt.

Für die bodenkundlichen Parameter wurde auf die Bodenarten des Bodenartendreiecks (AG Bodenkunde, 1982) zurückgegriffen. Da die Darstellung der Sande in diesem Dreieck keine weitere Untergliederung nach den Unterfraktionen Grob-, Mittel- und Feinsand zuläßt, deren unterschiedliche Eigenschaften die bodenkundliche Feuchte aber erheblich beein-

* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

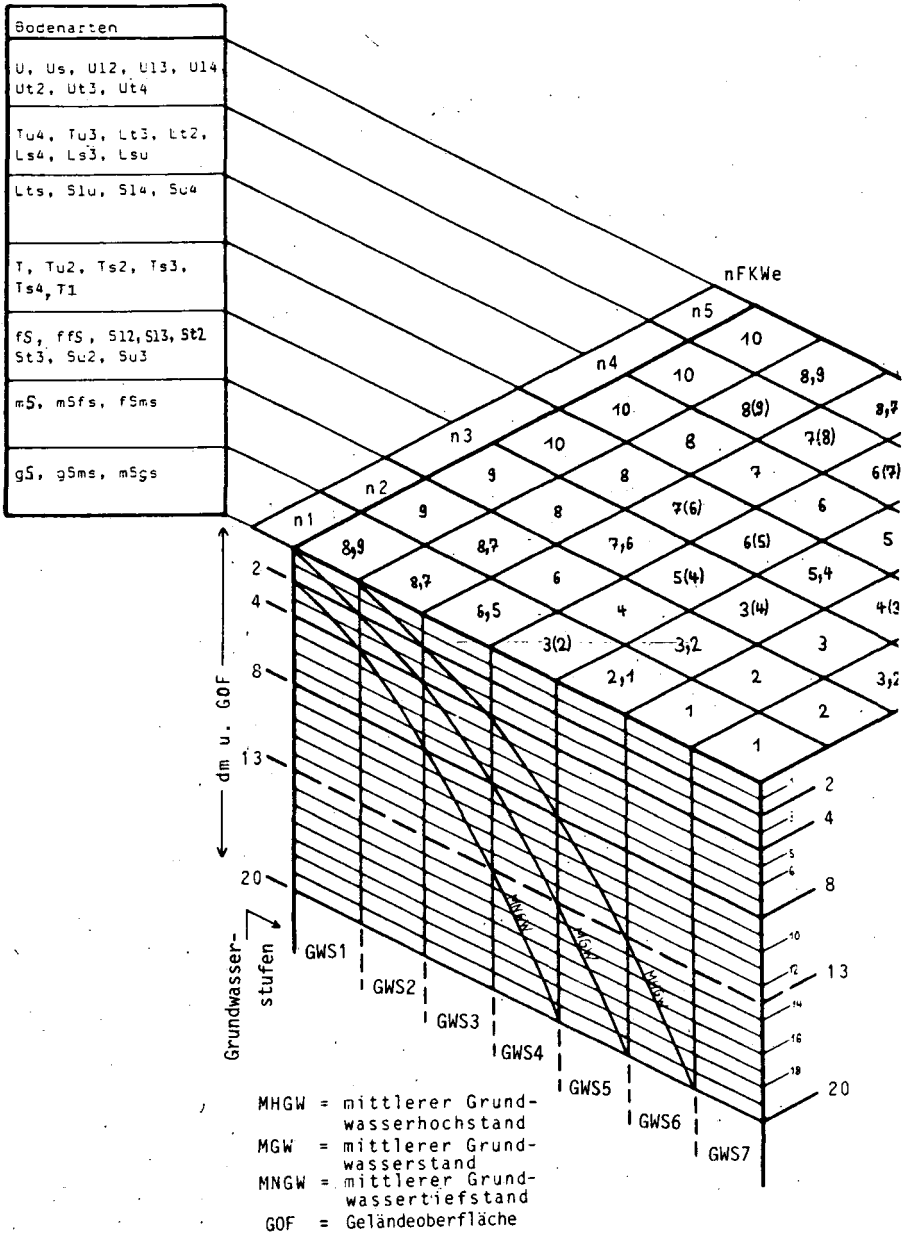


Abb. 1: Diagramm zur Bestimmung der bodenkundlichen Feuchtestufe.
 (Aus Gründen der Darstellbarkeit ist der Rhombus nur zum Teil abgebildet.)

flussen, wurde eine weitergehende Untergliederung der Bodenartengruppe Sand entsprechend der bodenkundlichen Kartieranleitung eingearbeitet.

Die einzelnen Bodenarten sind zu 7 Bodenartengruppen entsprechend ihrer nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFKWe) zusammengefaßt, wobei mittlere effektive Lagerungsdichte vorausgesetzt wird. Geringe oder hohe effektive Lagerungsdichte führt zu entsprechend höherer oder niedriger nFKWe, ebenso eine Bodenartenschichtung. Die Gefügebildung findet über die effektive Lagerungsdichte Eingang in das Diagramm, der Gehalt an organischer Substanz kann durch Zuschläge zur nFKWe berücksichtigt werden.

Weitere Bodeneigenschaften wurden in dem Diagramm unmittelbar nicht berücksichtigt, da für die Handhabbarkeit von Diagrammen dieser Art die Anzahl der zu berücksichtigenden Parameter das Maß des Übersichtlichen nicht überschreiten darf.

Als bodenhydrologische Parameter fließen idealisierte Wasserstände in das Diagramm ein, dargestellt als mittlerer Grundwasserhochstand (MHGW), mittlerer Grundwasserstand (MGW) und als mittlerer Grundwassertiefstand (MNGW). Die im Gelände ansprechbaren Grundwasserstände sind in diesen Diagrammteil bestmöglich einzuordnen, wobei der Grundwasserhochstand für die Angabe der Vernässung im Frühjahr, der Grundwassertiefstand für die Trockenheit im Spätsommer von besonderer Wichtigkeit ist.

Die durch die Grundwasserhoch- und -tiefstände vorgegebenen Amplituden entsprechen generalisierten Grundwasserangablinien, wie sie häufig im Gelände angetroffen werden. Aus ihnen werden die Grundwasserstufen GWS1 bis GWS7 entwickelt, die auch der Gliederung der Grundwasserböden bei der bodenkundlichen Landesaufnahme von Niedersachsen zugrunde liegen und die deshalb als weiteres Gliederungsprinzip im Diagramm benutzt werden.

Wenngleich dieser Diagrammteil für mehr oder weniger grundwasserbeeinflusste Böden entwickelt wurde, so eignet er sich auch für die Beurteilung staunasser Standorte, da die Wirkung gleicher Stau- oder Grundwasserstände auf die Standorteigenschaften gleichartig ausfällt.

Morphologische Parameter haben auf die bodenkundlichen Faktoren insofern einen Einfluß, als z. B. das Grundwasserverhalten durch seitlichen Zu- oder Abfluß verändert werden kann. Da Hangwasserzu- und -abfluß in diesen Diagrammteil ebenfalls nicht gesondert eingebracht werden können, sind sie erforderlichenfalls durch Zu- oder Abschläge zu berücksichtigen.

Das Klima als vierter, die bodenkundliche Feuchte beeinflussender Faktor, muß immer dann berücksichtigt werden, wenn ein Diagramm - wie in Abb. 1 dargestellt - in einer größeren Region mit deutlichen klimatischen Unterschieden zur Anwendung gelangen soll.

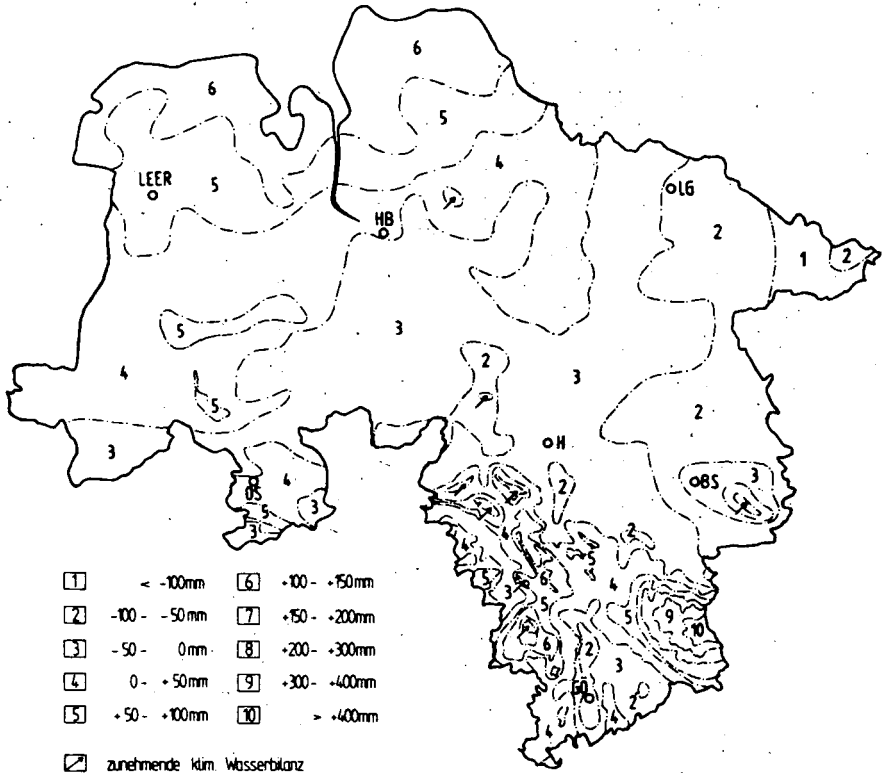


Abb. 2: Mittlere klimatische Wasserbilanz (N-V) der Monate Mai bis Oktober von Niedersachsen (ECKELMANN, W. und. M. RENGER, 1981)

Grundnässest. nFK-stufe	Bodenkundl. Feuchtestufe		Eignung für landwirtschaftliche Nutzung unter den derzeitigen Wasserverhältnissen
	Stufe	Bezeichnung	
G.6 ---	11	-----	meist offenes Wasser (Großseggenriede)
G.5 ---	10	naß	für ldw. Nutzung zu naß (Kleinseggenriede)
G.4 ---	9	stark feucht	für Wiese bedingt geeignet, da häufig zu feucht (Streuwiesen)
G.3 ---	8	mittel feucht	für Wiese geeignet, für Weide bedingt geeignet, für Intensivweide und Acker zu feucht
G.2 ---	7	schwach feucht	für Wiese und Weide geeignet, für Intensivweide und für Acker bedingt geeignet (im Frühjahr zu feucht)
G.1 ---	6	stark frisch	für Grünland und Acker geeignet, für intensive Ackernutzung im Frühjahr gelegentlich zu feucht
--- n5	5	mittel frisch	für Acker und Grünland geeignet
--- n4	4	schwach frisch	für Acker und Grünland geeignet, für intensive Grünlandnutzung im Sommer gelegentlich zu trocken
--- n3	3	schwach trocken	für Acker geeignet, für intensive Ackernutzung im Sommer zu trocken, für intensive Grünlandnutzung zu trocken
--- n2	2	mittel trocken	für Acker und extensive Grünlandnutzung häufig zu trocken
--- n1	1	stark trocken	für ldw. Nutzung zu trocken (Trockenrasen)
--- ---	0	dürr	Steppenrasen und Felsbandgesellschaften

Abb. 3: Bodenkundliche Feuchtestufe und landwirtschaftliche Nutzungseignung

Für Niedersachsen, wo derartige Klimaunterschiede bekannt sind, wurde auf die bei ECKELMANN und RENGER (1981) veröffentlichte 'Karte der klimatischen Wasserbilanz des Sommerhalbjahres' zurückgegriffen, da das hier berücksichtigte hydrologische Sommerhalbjahr für die bodenkundliche Feuchte von besonderer Bedeutung ist. Da diese Karte nur im Maßstab 1:500 000 verfügbar war, wurde sie unter Berücksichtigung der einzelnen Meßstationen und der morphologischen Gegebenheiten für den genaueren Maßstab 1:200 000 flächendeckend für Niedersachsen neu überarbeitet (ECKELMANN, 1986).

Die Karte von ECKELMANN und RENGER (Abb. 2) gliedert Niedersachsen in zehn Stufen. Bis heute wurden für die sieben wichtigsten Stufen Diagramme der in Abb. 1 gezeigten Art entwickelt. Besondere örtliche, z. B. durch Exposition hervorgerufene klimatische Bedingungen können in diese Diagramme nicht eingebracht werden; sie müssen durch Zu- oder Abschläge berücksichtigt werden.

3. Die Beurteilung der bodenkundlichen Feuchtestufen und ihre Eichung

Für die Beurteilung der Feuchtesituation werden 12 Feuchtestufen unterschieden (vgl. Abb. 3). Diese Stufen korrespondieren bei Grundwasseranschluß mit den bei der bodenkundlichen Landesaufnahme von Niedersachsen eingeführten Grundnässestufen, im Falle ohne Grundwasseranschluß mit den im Diagramm der Abb. 1 vorgestellten nFKWe-Klassen. Die Angaben zur landwirtschaftlichen Nutzungseignung basieren auf einer Befragung bei den Kreis- und Außenstellen der Landwirtschaftskammern Hannover und Weser-Ems sowie auf langjährigen Kartiererfahrungen.

Diese Form der Eichung wurde deshalb gewählt, da objektive Meßverfahren nicht existieren und über das Verfahren der Befragung eine große Anzahl von Antworten auf dem Wege der Mittelwertbildung für eine bestmögliche Beurteilung der bodenkundlichen Feuchte herangezogen werden konnte. Bedingt durch dieses Vorgehen erscheinen im Diagramm der Abb. 1 innerhalb der Teilrhomben bis zu zwei Feuchtestufenangaben, da die ermittelten Befragungsergebnisse nicht in allen Fällen eindeutige Zuweisungen erlauben.

Es gilt bei der Angabe 4,5: Dieser Standort kann den beiden Feuchtestufen 4 und 5 gleichermaßen zugewiesen werden. Es gilt bei der Angabe 4(5): Dieser Standort entspricht vorwiegend der bodenkundlichen Feuchtestufe 4, örtlich auch 5.

Für die Beurteilung wechselfeuchter und -nasser Standorte, d. h. mit nur zeitweisem Stau- oder Grundwassereinfluß im effektiven Wurzelraum, reicht die Angabe einer Ziffer nicht aus. Sie werden durch zwei mit Bindestrich vorhandenen Ziffern gekennzeichnet (z. B. 6-3), wobei die erste Ziffer bei staunassen Böden der Frühjahrsvernässung entspricht, bei Grundwasserböden der Feuchtesituation bei Grundwasserhochstand. Die zweite Ziffer entspricht der nFKWe, die im Spätsommer, wenn das freie Stauwasser verschwunden bzw. der Grundwasseranschluß abgerissen ist, allein für die Feuchte-

situation bestimmend ist.

Da Diagramme der hier gezeigten Art wegen der erforderlichen Vereinfachungen prinzipiell als Annäherung zu verstehen sind, bleibt es dem Beurteilenden überlassen, in gewissen Grenzen von den Werten dieses Diagramms abzuweichen.

4. Zusammenfassung

Die Feuchtesituation bodenkundlicher Standorte ist in hohem Maße ausschlaggebend für die auf dem Standort möglichen Nutzungen. Um bei der Beschreibung dieser Situation zu allgemein vergleichbaren Aussagen zu kommen, ist es erforderlich, ein entsprechendes Rahmenschema verfügbar zu halten. Ein derartiges Rahmenschema ist beim Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung, Hannover, in Form eines Diagramms entwickelt und über mehrere Jahre in der praktischen Anwendung getestet worden. Es basiert auf bodenkundlichen, bodenhydrologischen, morphologischen und klimatischen Kriterien und ist durch die Einbeziehung einer klimatischen Übersichtskarte landesweit zu verwenden.

5. Literatur

ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 3. Aufl.; Hannover.

ECKELMANN, W. und RENGER, M. (1981): Erfassung und Darstellung der Trockengefährdung landwirtschaftlich genutzter Standorte am Beispiel der Bodenkundlichen Standortkarte i. M. 1:200 000. - Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, 22.4, 224-231; Hamburg, Berlin.

ECKELMANN, W. (1986): Karten der klimatischen Wasserbilanz des Sommerhalbjahres 1:200 000. - Manuskript unveröffentlicht, Archiv. Nds. Landesamt f. Bodenforschung; Hannover.



Standortuntersuchungen zur Nutzungseignung von humosen Sandböden und Mooren für den Anbau obstbaulicher Sonderkulturen

von
Bläsing, D.[†])

Einleitung und Problemstellung

Die Beerenobstart Vaccinium corymbosum (Kulturheidelbeere) wird in Deutschland seit etwa 50 Jahren auf sauren Sandböden und zum Teil auf Hochmooren kultiviert. Die Anbaufläche beträgt heute etwa 500 ha und liegt zu über 90% in Niedersachsen.

Ideale Standortbedingungen finden sich auf leichten, humosen bis stark humosen, gut dränierten Böden. Der optimale pH-Bereich liegt zwischen pH(H₂O) 4,3 und 4,8 (ECK, 1966). Mit Kulturheidelbeeren lassen sich auf geeigneten Standorten im Vergleich zu landwirtschaftlichen oder anderen Obstkulturen vergleichsweise hohe Deckungsbeiträge erwirtschaften. Dies ist ein Grund für das in den letzten Jahren steigende Interesse an einer Ausweitung der Anbauflächen. Voraussetzung für eine Flächenausweitung und eine wirtschaftlich rentable Produktion ist die Wahl geeigneter Standorte. Es ist daher notwendig, die Ursachen der bisher aufgetretenen standortabhängigen Probleme im deutschen Anbau zu untersuchen.

Ein Anbauproblem zeigt sich in der Beobachtung, daß in zahlreichen Erwerbsanlagen auf Teilflächen Wachstums- und Ertragsdepressionen zu beobachten sind. Die Pflanzen in der Umgebung solcher mehr oder weniger großen Flächen zeigen eine normale Entwicklung. Der Übergang von schlechtem zu gutem Wachstum ist oft abrupt.

Die älteren Erwerbsanlagen stehen auf vormaligen Ödlandflächen. Da aus Gründen des Natur- und Landschaftsschutzes in den letzten Jahren kaum noch Ödlandflächen zur Verfügung standen und auch Ersatzkulturen für unrentable landwirtschaftliche Kulturen gesucht wurden, versuchten einige Anbauer, Heidelbeeren auf Ackerland zu kultivieren. Die Wuchs- und Ertragsleistungen waren jedoch in allen Fällen völlig unbefriedigend.

Zur Klärung der vorgestellten Probleme wurden:

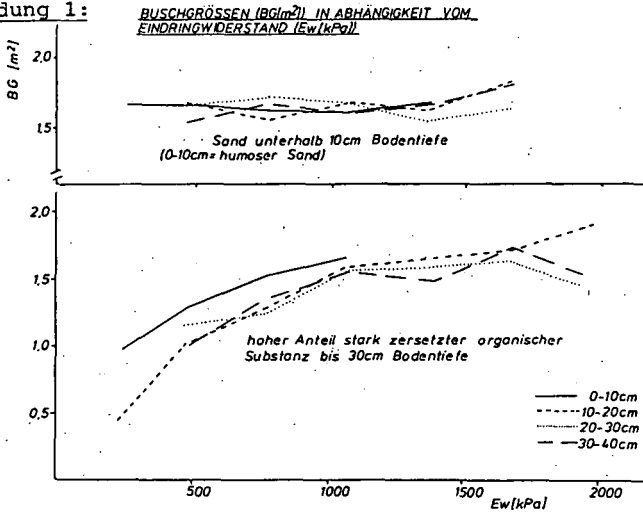
1. Untersuchungen in erwerbsmäßig genutzten Kulturheidelbeeranlagen auf Ödlandböden (3 Mineral-, 3 Moorböden) durchgeführt.
2. Ein Pflanzversuch an 10 Standorten angelegt, um den Einfluss der Vorkultur auf die Entwicklung der Kulturheidelbeeren zu untersuchen.

[†]) Institut für Obstbau und Baumschule, Universität Hannover, Am Steinberg 3, 3203 Sarstedt

Untersuchungen in Erwerbsanlagen

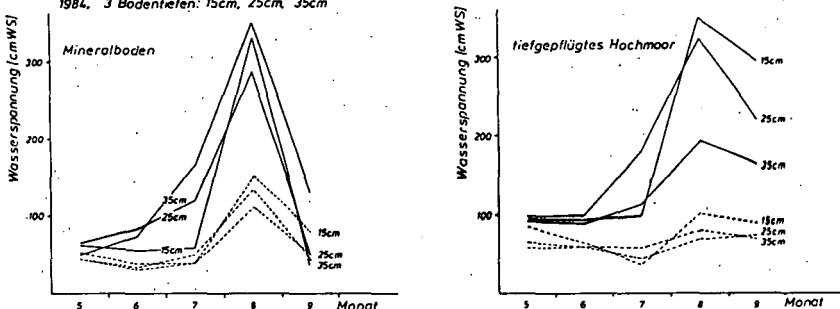
Erste Erhebungen erbrachten Zusammenhänge zwischen Buschgrößen (= Pflanzenhöhe (m) x Pflanzenbreite (m)) und Eindringwiderständen (EIJKELKAMP-Penetrometer) bei unterschiedlichem Profilaufbau der Mineralböden innerhalb eines Standortes (Abb.1).

Abbildung 1:



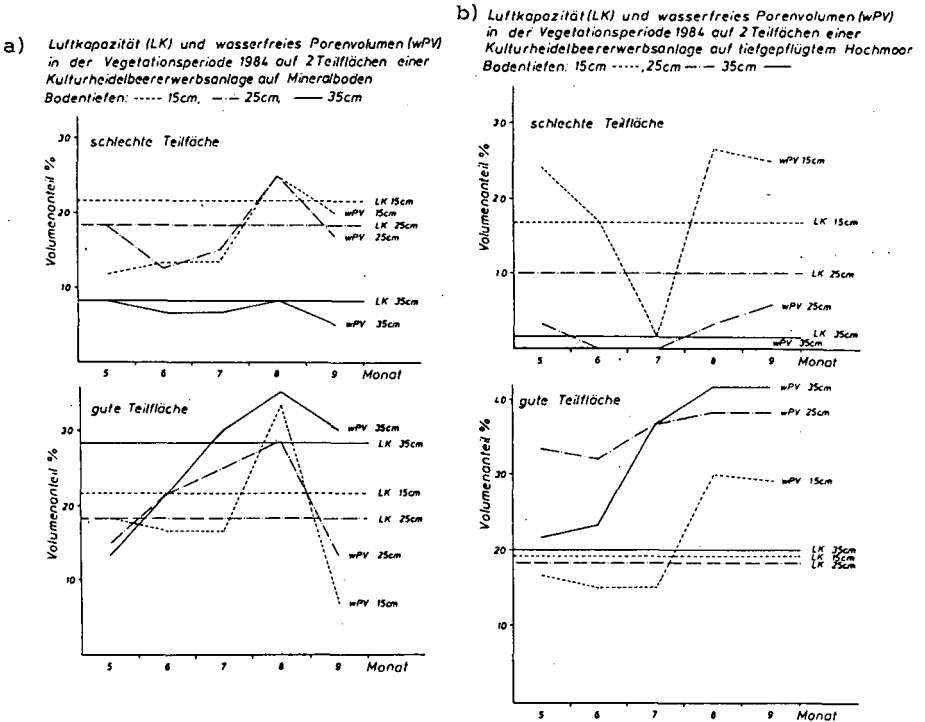
Bei relativ hohen Sandanteilen im Profil bestand keine Beziehung zwischen Buschgrößen und Eindringwiderständen. Bei hohen Humusanteilen treten bei Eindringwiderständen unterhalb 1000 kPa geringe Buschgrößen auf. Dieses deutet auf partielle Störungen im Wasser- und Lufthaushalt hin. Dies wurde durch Wasserspannungsmessungen während der Vegetationsperiode bestätigt, wie Abbildung 2 am Beispiel eines Mineralbodens und eines tiefgepflügten Hochmoors zeigt. Bei beiden Standorten liegen auf schlechten Flächen, d.h. Teilflächen eines Standortes, auf denen eine schlechte Pflanzenentwicklung vorliegt, während des Meßzeitraumes in allen Tiefen relativ niedrige Wasserspannungen vor. Auf guten Flächen sind sie bereits zu Vegetationsbeginn höher und steigen in niederschlagsärmeren Zeiten wesentlich stärker an.

Abb. 2: *Wasserspannungsverläufe auf guten (—) und schlechten (-----) Teilflächen von Kulturheidelbeererwerbsanlagen in der Hauptvegetationsperiode 1984, 3 Bodentiefen: 15cm, 25cm, 35cm*



Welchen Einfluß ein einer bestimmten Wasserspannung entsprechender Wassergehalt auf die Luftversorgung der Pflanzen hat, hängt wesentlich von der Verteilung der Poren und vor allem der Luftkapazitäten im Boden ab. Dies zeigt Abbildung 3a,b am Beispiel von Luftkapazitäten und wasserfreiem Porenvolumina auf guten und schlechten Teilflächen einer Anlage auf Mineralböden und einer Anlage auf tiefgepflügtem Hochmoor.

Abbildung 3:



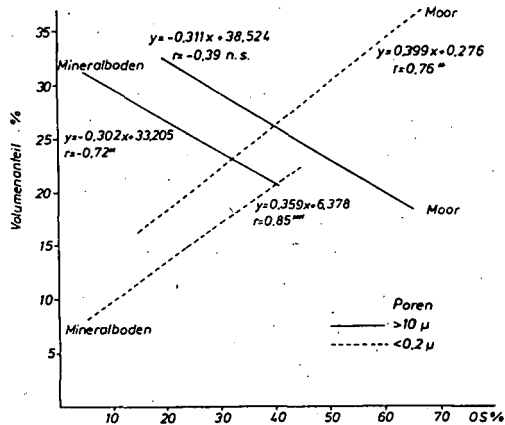
Bei dem Mineralboden (Abb.3a) sind die Luftkapazitäten bis zu einer Tiefe von 25cm für gute und schlechte Teilflächen gleich hoch. In 35cm Tiefe liegt sie auf schlechten Flächen unterhalb von 10%, d.h. das Volumen schnell drainierender Poren nimmt hier mit der Tiefe stark ab. Auf guten Flächen ist dagegen eine Zunahme der Luftkapazität mit der Tiefe zu verzeichnen. Sie ist in 35cm Tiefe fast 3x so hoch wie auf schlechten Flächen. Die Verteilung der Luftkapazitäten hat einen starken Einfluß auf die Anteile wasserfreien Porenvolumens im Verlauf der Vegetationsperiode. Auf guten Flächen nimmt dieser Porenanteil in den Sommermonaten relativ stark zu. Er liegt dann in allen Tiefen deutlich oberhalb der entsprechenden Luftkapazitäten. Auf schlechten Flächen ist der wasserfreie Porenanteil in 35 cm Tiefe fast ständig geringer als es der Luftkapazität entspricht. Hier ist damit eine kritische Grenze für die Luftversorgung der Pflanzen erreicht (FÜHLER, 1974; CZERATZKI, 1972). Eine Behinderung des Wasserabflusses durch den geringen Anteil schnell drainierender

Poren in 35cm Tiefe zeigt sich an dem relativ geringen Anstieg der wasserfreien Porenvolumina in 15 und 25cm Tiefe während des Sommers.

Auf der tiefgepflügten Hochmoorfläche (Abb.3b) liegen noch größere Unterschiede zwischen guten und schlechten Flächen vor als auf dem Mineralboden. Hier nimmt die Luftkapazität auf schlechten Teilflächen mit der Bodentiefe stark ab. In 35cm Tiefe sind während der Vegetationszeit keine luftführenden Porenanteile vorhanden. Auch in 25cm Tiefe liegen die Luftanteile ständig unterhalb der für das Pflanzenwachstum kritischen Grenze von 7-10%. Lediglich in 15cm Tiefe ist die Luftversorgung zeitweilig ausreichend bis gut. Auf guten Teilflächen des Moores sind die Luftkapazitäten über die gesamte betrachtete Tiefe fast gleich hoch. Die Kurven für das wasserfreie Porenvolumen zeigen, daß während der gesamten Vegetationszeit eine ausreichende Luftversorgung vorliegt. Die Ursache für die Unterschiede im Wasser- und Lufthaushalt einzelner Teilflächen eines Standortes ist vor allem in der kleinräumigen Variabilität im Gehalt an stark zersetzter organischer Substanz zu suchen. Abbildung 4 zeigt, daß auf dem Mineralboden und dem tiefgepflügten Hochmoor die Feinporenanteile mit dem Humusgehalt signifikant zunehmen. Die Grobporenanteile nehmen beim Mineralboden signifikant ab. Beim Moor konnte keine signifikante Abnahme der Grobporenanteile mit steigendem Humusgehalt festgestellt werden. Hier sind Grobporenverluste nicht nur durch Humusakkumulation, sondern auch durch Sackung eingetreten, da tiefgepflügte Hochmoore sich in den ersten 1-2 Jahren nach der Tiefenbearbeitung setzen (KUNTZE, 1974).

Abbildung 4:

Fein- und Grobporenanteile in Abhängigkeit vom Gehalt des Bodens an organischer Substanz(05%) für einen Mineralboden und ein tiefgepflügte Hochmoor

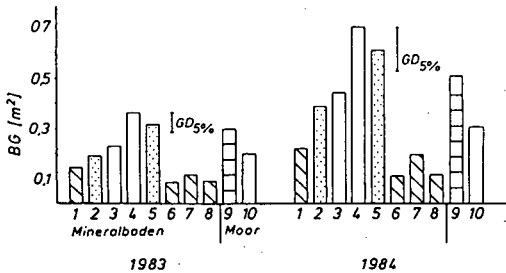


Untersuchungen in Versuchspflanzungen

Zur Untersuchung der vorkulturbedingten Standorteigenschaften wurden Methoden eingesetzt, die in den Erwerbsanlagen eine Beziehung zwischen Bodeneigenschaften und Pflanzenwachstum aufzeigten. Außerdem wurden die P-, K-, Mg- und Ca-Gehalte der Böden und Pflanzen, die N_{min}-Gehalte der Böden und die N-Gehalte der Pflanzen bestimmt.

Die 1982 gepflanzten Versuchspflanzen zeigten in den Jahren 1983 und 1984 starke Unterschiede in den Buschgrößen in Abhängigkeit von der Vorkultur, wie in Abbildung 5 am Beispiel einer Sorte dargestellt. Die Pflanzen auf Ackerstandorten entwickelten sich im allgemeinen schlecht.

Abbildung 5: Buschgrößen (BG/m²) der Versuchspflanzen (Sorte Ama) in 10 Versuchsquartieren in den Jahren 1983 und 1984
Vorkultur: Acker, Ödland, Heidelbeeren, Weide



Die bodenphysikalischen Untersuchungen erbrachten, daß im Gegensatz zu den Ergebnissen aus den Untersuchungen in Erwerbsanlagen eine schlechte Pflanzenentwicklung der Versuchspflanzen nicht auf Störungen des physikalischen Bodenzustandes zurückzuführen war.

Wie Abbildung 6 zeigt, waren die Buschgrößen der Versuchssorten signifikant negativ mit den pH(CaCl₂)-Werten des Bodens korreliert. Dabei traten pH-Werte oberhalb von pH 3,9 ausschließlich auf Ackerstandorten auf. Da jedoch eine Reihe von Versuchsanstellern (HERATH u. EATON, 1968; KORCAK, 1982; OERTLI, 1963; SPIERS, 1984; TOWNSEND, 1971) in einem relativ weiten pH-Bereich zwischen pH(H₂O) 3,7 und 6,7 eine befriedigende Pflanzenentwicklung fanden, kann das schlechte Wachstum der Pflanzen auf Ackerstandorten nicht ausschließlich einem pH-Effekt zugeschrieben werden. Im Zusammenhang mit der Nutzungsintensität müssen noch weitere Faktoren von Bedeutung sein.

Der Ernährungszustand der Pflanzen und das P-, K-, Mg- und Ca-Angebot des Bodens zeigten keine oder nur sehr schwache Beziehungen zu Pflanzenentwicklung und Vorkultur.

Eine mögliche Erklärung der Wachstumsunterschiede erbrachten die N_{min}-Untersuchungen. Wie Abbildung 7 an einem Beispiel für 2 Ödland- und 2 Ackerstandorte zeigt, bestehen Unterschiede zwischen den prozentualen Nitratanteilen in Abhängigkeit von der Vorkultur. Auf Ackerstandorten wird zu einem höheren Prozentsatz Nitrat-N angeboten. Dabei wird im Sommer fast ausschließlich Nitrat nachgeliefert. Auf den Ödlandstandorten lag zu keinem Termin wesentlich mehr als 50% des Stickstoffangebotes in Nitratform vor. In einigen Untersuchungen führte reine NO₃-Ernährung zu Wachstumsdepressionen gegenüber reiner NH₄-Ernährung (CAIN, 1952; TOWNSEND, 1967; SPIERS, 1979). Als Grund für die Bevorzugung von Ammonium kann die in Ericaceen geringe Nitratreduktaseaktivität angesehen werden (DIRR et al., 1972; ROUTLEY, 1972). Es wurden jedoch auch Untersuchungen durchgeführt, in denen kein wesentlicher Einfluß der N-Form auf das Wachstum von Kulturheidelbeeren festgestellt werden konnte (BISHOP et al., 1971; HAMMET u. BALLINGER, 1972; OERTLI, 1963). Die Unterschiede in N-Angebot und N-Form allein geben keine vollständige Erklärung der sehr starken Unterschiede in der vegetativen

und generativen Leistung der Versuchspflanzen.

Abbildung 6:

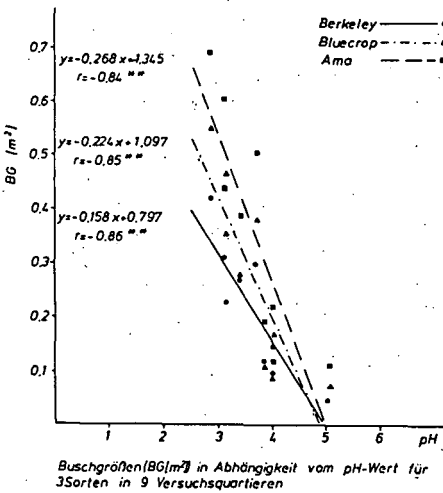
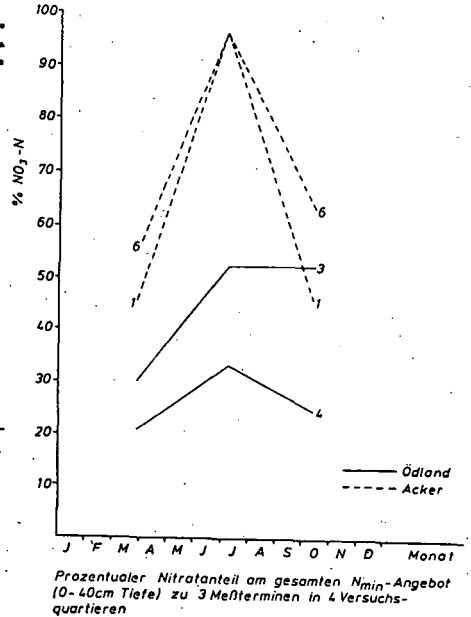


Abbildung 7:



Auf Grund von Beobachtungen des Sproß- und Wurzelhabitus der schlecht entwickelten Pflanzen und Angaben einiger Autoren (POWELL, 1982; BOYER et al., 1982; POWELL u. BATES, 1981; BURGEFF, 1961) erscheint es notwendig, zur Klärung der Vorkulturproblematik die Beziehungen zwischen der Ericaceen-Mykorrhiza und den Vaccinium-Arten unter verschiedenen Kulturbedingungen zu untersuchen.

Literatur

BISHOP, R.F., L.R. TOWNSEND u. D.L. CRAIG, 1971: Effect of source and rate of N and Mg on nutrient levels in highbush blueberry leaves and fruit. Hort. Sci., 6, 1: 37-38

BURGEFF, H., 1961: Mikrobiologie des Hochmoores mit besonderer Berücksichtigung der Erikazeen-Pilz-Symbiose. G. Fischer Verlag

CAIN, J.C., 1952: A comparison of ammonium and nitrate nitrogen for blueberries. Proc. Am. Soc. Hort. Sci., 59: 161-166

CZERATZKI, W., 1972: Die Ansprüche der Pflanzen an den physikalischen Bodenzustand. Landbauforsch. Völkerode, 22, 1: 29-36

DIRR, M.A., A.V. BARKER u. D.N. MAYNARD, 1972: Nitrate reductase activity in the leaves of the highbush blueberry and other plants. J. Am. Soc. Hort. Sci., 97: 329-331

ECK, P., 1966: Blueberry culture. Rutgers Univ. Press, New Brunswick

KORCAK, R.F., G.J. GALETTA u. A. DRAPPER, 1982: Response of blueberry seedlings to a range of soil types. J. Am. Soc. Hort. Sci., 107, 6: 1153-1160

- KUNTZE, H., 1974: Meliorationsbeispiel Sandmischkultur.
Landbauforsch. Völkerode, Sh 24: 31-45
- OERTLI, J.J., 1963: Effect of form of nitrogen and pH on growth of
blueberry plants. Agr.J., 55: 305-306
- POWELL, C.L., 1982: The effect of the ericoid mycorrhizal fungus
Pezizella ericae (Read) on the growth and nutrition of
seedlings of blueberry (Vaccinium corymbosum).
J.Am.Soc.Hort.Sci., 107, 6: 1012-1015
- POWELL, C.L. u. P.M. BATES, 1981: Ericoid mycorrhizas stimulate fruit
yield of blueberries. Hort.Sci., 16, 5: 655-656
- ROUTLEY, D.G., 1972: Nitrate reductase in leaves of Ericaceae.
Hort.Sci., 7: 85-87
- SPIERS, J.M., 1979: Calcium and nitrogen nutrition of "Tifblue"
Rabbiteye blueberries in sand culture.
Hort.Sci., 14: 523-525
- SPIERS, J.M., 1984: Influence of lime and sulfur soil additions on
growth, yield and leaf nutrient content of Rabbiteye
blueberries. J.Am.Soc.Hort.Sci., 109, 4: 559-562
- TOWNSEND, L.R., 1967: Effect of ammonium nitrogen and nitrate nitrogen,
separately and in combination, on the growth of the
highbush blueberry. Can.J.Plant Sci., 47: 555-562
- TOWNSEND, L.R., 1971: Effect of acidity on growth and nutrient
composition of the highbush blueberry.
Can.J.Plant Sci., 51: 385-390



**Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Böden
mit einfachen Feldmethoden**

von

Blume, H.-P.*) und Brümmner, G.**)

1. Einführung

Insbesondere in Ballungsgebieten werden die Umwelt und damit auch Böden in zunehmendem Maße durch Schwermetalle sowie einer Reihe weiterer potentiell toxischer Elemente belastet. Diese gelangen als Luftverschmutzung mit dem Niederschlag in die Böden oder werden diesen bei der Abwasserverrieselung sowie der Düngung mit Klärschlämmen und Müllkomposten zugeführt. Überhöhte Metallgehalte in Böden können sich nachteilig auf Bodenorganismen, Pflanzen- und Grundwasserqualität auswirken. Bodenbestandteile vermögen Metalle zu immobilisieren und damit negative Wirkungen zu verhindern bzw. zu dämpfen. Böden unterscheiden sich in dieser Hinsicht aber beträchtlich und es kann auch zu einer Mobilisierung kommen, z.B. aus Klärschlamm.

Die Verwaltung hat in der Klärschlammverordnung Metall-Grenzwerte für Böden festgelegt, die beim Ausbringen von Schlämmen nicht überschritten werden dürfen (Tab. 1). Es handelt sich dabei allerdings um Gesamthalte, die nichts über Mobilität und daher nur bedingt etw. über Wirkung aussagen. Außerdem können bereits die natürlichen Bodengehalte aufgrund metallreicher Ausgangsgesteine höher liegen als die Grenzwerte (Tab. 1).

Luftverschmutzung mit Metallen läßt sich in Mitteleuropa allenfalls mittelfristig verringern und eine Aufgabe der Abfallverwertung über die Landwirtschaft würde auch einen Verzicht auf das Recycling wertvoller Rohstoffe bedeuten. Daher sollte (neben einer Verminderung der Metallbelastung von Atmosphäre und Abfall) die Belastbarkeit von landwirtschaftlich genutzten Böden erhöht werden und ein Abfallrecycling nur auf stärker belastbaren Böden erfolgen. Hierzu bedarf es eigentlich der Kenntnis der Belastbarkeit der Böden auf Grund von Messungen in Feldversuchen. Da diese sehr aufwendig, mithin nur im Einzelfall durchführbar sind, soll im folgenden eine Schätzmethode vorgestellt werden, die auf Kartierbefunden im Felde basiert. Sie wurde (in Ermangelung von Feldversuchsergebnissen in größerer Zahl) an Laborexperimenten geeicht und ermöglicht daher nur eine erste, grobe Einschätzung. Das Verfahren wird zur Zeit im DVWK-Fachausschuß "Standort und Boden" überarbeitet und dann im Rahmen der DVWK-Regeln erscheinen.

2. Beurteilung der Empfindlichkeit von Böden gegenüber der Belastung mit Schwermetallen und anderen Elementen

Eine Bindung von Schwermetallen wie auch anderer Elemente erfolgt vor allem durch Huminstoffe, Sesquioxide und Tonminerale. Sie ist dabei stark von der Bodenacidität und den Redoxbedingungen abhängig und wird außerdem von den

*) Inst. f. Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40, 2300 Kiel

**) Inst. f. Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

Tabelle 1: Mittlere Metallgehalte einiger Gesteine (n. Turekian und Wedepohl 1980) und häufig in Böden auftretende Metallgehalte sowie Grenzwerte der Klärschlammverordnung (n. Kloke 1985, ergänzt)

		Ba- salt	Gra- nit	Sand- stein	häufig in Böden	besonders bzw. kontam. Böden	Grenzwerte
		mg/kg					
Cd	Cadmium	0.22	0.13	0.0X	0.01- 1	< 200	3
Mn	Mangan	1500	390	X0	20 - 3000		
Ni	Nickel	130	5.5	2	2 - 50	<10000	50
Co	Cobalt	48	1.0	0.3	1 - 10	<800	(50)
Zn	Zink	105	39	.16	3 - 50	<20000	300
Al	Aluminium	7.8	7.2	2.5%	0.5 - 10%		
Cu	Kupfer	87	10	X	1 - 20	<22000	100
Pb	Blei	6	19	7	0.1 - 20	<4000	100
Cr	Chrom	170	4.1	35	2 - 50	<20000	100
Hg	Quecksilber	.09	.08	.03	0.01- 1	<500	2
Fe	Eisen	8.7	1.4	.98	0.2 - 5%		

X Größenordnung () Richtwert

physikochemischen Eigenschaften der Metalle bestimmt. Tabelle 2 sind die Bindungsstärken zugeführter Metallionen für die Bindung durch Huminstoffe, Ton und Sesquioxide unter vergleichbaren Bedingungen, sowie der Einfluß der Bodenacidität und der Redoxverhältnisse zu entnehmen, die auf Laboruntersuchungen unter standardisierten Bedingungen beruhen (Grove und Ellis, 1980; Herms und Brümmer, 1984; König u.a., 1986; Brümmer u.a., 1986). Daraus sollen Aussagen über die Bindung in Böden abgeleitet werden, wobei im Felde schätzbare Bodeneigenschaften zugrunde gelegt werden.

Für ein Urteil im Hinblick auf eine mögliche Gefährdung der Bodenorganismen und eine Aufnahme durch Pflanzen sind die Bindungsmöglichkeiten für Metalle in der Ackerkrume bzw. dem Hauptwurzelraum, d.h. in den oberen 3 dm eines Bodens entscheidend. Deren pH-Wert wird ermittelt, indem im Felde ca. 10 g Boden mit 25 ml 0.02 N CaCl₂-Lösung versetzt und nach Gleichgewichtseinstellung das pH potentiometrisch gemessen wird. Tabelle 3 ist dann die Metall-Bindungsstärke von Sanden mit geringem Humusgehalt zu entnehmen. Danach werden bei neutraler Bodenreaktion alle Metallionen stark gebunden. Während z.B. Cd bei einem pH von 5 nur noch eine mittlere Bindungsstärke aufweist, ist dies bei Pb hingegen erst bei einem pH von etwa 3.5 der Fall.

Der Einfluß steigender Humus- und Tongehalte auf die Bindung ist dann durch Zuschläge nach Tabelle 4 zu berücksichtigen. Die Zuschläge sind nach der Bindungsstärke durch Humus bzw. Ton entsprechend der Angaben der Tabelle 2 modifiziert. Da z.B. Mn durch Humus nur schwach gebunden wird, erfolgt selbst bei hohem Humusgehalt nur ein geringer Zuschlag. Pb und Cu werden durch Humus hingegen stark gebunden, so daß bei Humusgehalten über 15 % ein Zuschlag von 2 zu erfolgen hat. Ein humusreicher Boden vermag also Cu und Pb bei pH 3 ähnlich stark zu binden wie ein humusarmer Boden bei pH 4. Der Humusgehalt läßt sich dabei aus der Bodenfarbe ableiten (Blume und Hesper 1987), der Tongehalt über die mit der Fingerprobe geschätzten Bodenart (AG Bodenkunde 1982) berücksichtigen. Besteht der Humuskörper vor allem aus Streustoffen, ist mithin der Humifizierungsgrad gering (gilt z.B. für manche Torfe), ist die Bewertung um eine Stufe zu erniedrigen.

Der Einfluß normaler Sesquioxidgehalte wurde über den Tongehalt bereits berücksichtigt, da in der Regel die Sesquioxidgehalte mit dem Tongehalt korrelieren. Höhere Eisenoxidgehalte lassen sich aus intensiver Braun- bzw. Rotfärbung diagnostizieren. In diesem Fall ergeben sich Zuschläge nach Tabelle 5. Die Gesamtzuschläge dürfen maximal zur Stufe 5 (= sehr starke Bindung) führen.

Tabelle 2: Bindungsstärke¹⁾ von Metallen bei normalen Gehalten in luftreichen Böden mäßig saurer, vergleichbarer Bodenreaktion, sowie pH- und Eh-Bereich starker Bindung

Metall	Bindung ²⁾ durch			starke Bindung	
	Humus	Ton	Sesquioxide	oberhalb pH	bei Eh 7 (mV)
Cd	4	2	3	6	0 bis -200 ³⁾
Mn	2	3	3	5.5	> +400 ⁴⁾
Ni	3-4	2	3	5.5	0 bis -200 ³⁾
Co	3	2	3	5.5	0 bis -200 ³⁾
Zn	2	3	3	5.5	0 bis -200 ³⁾
Al	5	4	4	4.5	
Cu	5	3	4	4.5	0 bis -200 ³⁾
Cr(III)	5	4	5	4.5	
Pb	5	4	5	4	0 bis -200 ³⁾
Hg	5	4	5	4	
Fe(III)	5	5		3.5	> +150 ⁴⁾ 0 bis -200 ³⁾

- 1) Wertung: 1 sehr gering, 2 gering, 3 mittel, 4 hoch, 5 sehr hoch
- 2) Unterhalb Grenz-pH relevant; oberhalb Grenz-pH starke Bindung durch Oxidbildung (Al, Fe, Mn) u. Bindung von Hydroxokomplexen (übrige)
- 3) in Anwesenheit von S₂⁻ bzw. H₂S
- 4) Bezogen auf das Löslichkeitsverhalten von Mn-Oxiden sowie von Ferrihydrit

Tabelle 3: Einfluß der Bodenazidität auf die Bindung von Metallionen durch sandige Böden (Bodenart S, u'S) mit geringem Humusgehalt (0-2 %)

pH (CaCl ₂)	2.5	3	3.5	4	4.5	5	5.5	6	6.5	7
Metall										
Cd	0	0-1	1	1-2	2	3	3-4	4	4-5	5
Mn	0	1	1-2	2	3	3-4	4	4-5	5	5
Ni	0	1	1-2	2	3	3-4	4	4-5	5	5
Co	0	1	1-2	2	3	3-4	4	4-5	5	5
Zn	0	1	1-2	2	3	3-4	4	4-5	5	5
Al	1	1-2	2	3	4	4-5	5	5	5	5
Cu	1	1-2	2	3	4	4-5	5	5	5	5
Cr(III)	1	1-2	2	3	4	4-5	5	5	5	5
Pb	1	2	3	4	5	5	5	5	5	5
Hg	1	2	3	4	5	5	5	5	5	5
Fe(III)	1-2	2-3	3-4	5	5	5	5	5	5	5

Bindung: 0 keine, 1 sehr gering, 2 gering, 3 mittel, 4 stark, 5 sehr stark

Bei Nässe (bzw. Luftarmut), schwarzen Reduktionsfarben und H₂S-Geruch (nach HCl-Zusatz) weisen die Elemente Cd, Ni, Co, Zn, Cu, Pb und Fe als Sulfide eine sehr hohe Bindungsstärke (5) auf (siehe Tabelle 2). Bei Rostfleckigkeit und

Tabelle 4: Zuschläge zu den nach Tabelle 3 ermittelten Werten zur Berücksichtigung von Humusgehalt und Bodenart (mittlere Zusammensetzung der oberen 3 dm) auf die Metallbindung

Bindungsstärke n. Tabelle 2	2-3	3	3-4	4	5
Humusgehalt					
0 - 2 %	0	0	0	0	0
2 - 8 %	0	0-1	0-1	0-1	1
8 - 15 %	0-1	0-1	1	1	1-2
> 15 %	0-1	1	1	1-2	2
Bodenart					
S, u'S	0	0	0	0	0
t'S, l'S, uS, sU, U	0	0	0-1	0-1	0-1
lU, sLU, uL, sL, sT	0-1	0-1	0-1	0-1	1
lT, sT, uT, stL, tL	0-1	0-1	1	1	1-2
T	0-1	1	1	1-2	2

Tabelle 5: Zuschläge zur Berücksichtigung des Einflusses hoher Eisengehalte auf die Metallbindung zu den nach Tabelle 3 ermittelten Werten

Oxideinfluß n. Tabelle 2	bei Hue ≤ 7.5 YR u. Chroma:Value*		
	< 1	1-1.5	> 1.5
3	0	0-1	1
4	0	1	1-2
5	0	1-2	2

* Munsell-Werte der homogenisierten, feuchten Probe

gleichzeitig häufiger Vernässung ist demgegenüber mit höherer Mobilität von Fe und vor allem Mn zu rechnen.

Je geringer nun die Bindungsmöglichkeiten, desto empfindlicher reagiert ein Boden auf eine Metallbelastung, desto leichter können Metalle in Nutzpflanzen angereichert und Schädigungen der Bodenorganismen und des Wurzelwachstums erwartet werden. Die Bewertung nach Tabelle 3 gilt dabei nur für Böden mit geringer Vorbelastung. Ist ein Boden bereits stärker vorbelastet (z.B. durch Klärschlammasbringung, Abwasserverrieselung, Kontamination in Industrie- bzw. Straßennähe), kann seine Bindungskapazität beträchtlich niedriger sein. Die Wertung der Bindungsstärke ist dann um mindestens 1 zu vermindern. Die Vorbelastung selbst läßt sich nur über Laboranalysen ermitteln. Das gleiche gilt für antagonistische und synergistische Wirkungen zwischen verschiedenen Metallen:

z.B. erhöhen hohe Pb-Konzentrationen der Bodenlösung die Cd-Mobilität und senken hohe Zn-Konzentrationen die Cd-Toxizität.

Bei der Abschätzung einer **Grundwassergefährdung** sind neben der Bindungsmöglichkeit im Haupt-Wurzelaum (obere 3 dm) auch die Puffereigenschaften des Unterbodens bis zum Grundwasserspiegel sowie die Sickerungsraten zu berücksichtigen. Anstelle des pH-Wertes des Hauptwurzelaumes wird dann zur Ermittlung der Bindungsstärke derjenige einer (mindestens 3 dm mächtigen) tieferen Bodenlage für eine Bewertung nach Tabelle 3 herangezogen, sofern er höher als der des Oberbodens ist. Der Einfluß höherer Humus- (> 2 %), Ton- (> 17 %) bzw. Eisenoxidgehalte der tieferen Lagen wird durch einen Zuschlag um maximal 2 berücksichtigt. Der Einfluß der Unterbodeneigenschaften ist jedoch nur zu berücksichtigen, wenn die Wasserleitfähigkeit des Unterbodens mittel bis hoch ist. Bei geringer Wasserleitfähigkeit ($k_f < 10$ cm/d, Schätzung s. AG Bodenkunde

1982) erfolgt vor allem in hängigem Gelände eine laterale Wasser- und Stoffbewegung und benachbarte Gewässer bzw. Gräben werden dann kontaminiert. Der Einfluß der jährlichen Grundwasserneubildung und damit der Sickerungsrate läßt sich aus der klimatischen Wasserbilanz **KWBa** ableiten. Die **KWBa** kann für ebene Lagen bei der nächstgelegenen Station des Deutschen Wetterdienstes erfragt oder näherungsweise dem Hydrologischen Atlas der Bundesrepublik entnommen werden. Sie gilt für Grünland, ist in der Regel unter Forst wegen stärkerer Transpiration um 50 mm niedriger, unter Acker wegen geringerer Transpiration um 50 - 100 mm höher als angegeben (s. z.B. Brechtel, 1982). Senken- und Unterhanglagen weisen eine stärkere, Kuppen- und Oberhanglagen eine geringere Sickerung auf. In Böden mit hoher Wasserleitfähigkeit ($k_f > 40 \text{ cm/d}$) liegt die Sickerungsrate ebenfalls um durchaus 100 mm höher was entsprechend zu berücksichtigen ist. Aus **Bindungsstärke** nach Tabelle 3 und **KWBa** ergibt sich dann nach Tabelle 6 die **Grundwassergefährdungsstufe (GGs)**. Z.B. würde für Cd bei einem sauren humosen Sandboden mit dann geringer Bindungsstärke im perhumiden Klima des Schwarzwaldes mit **KWBa** 300 mm eine hohe Grundwassergefährdung anzusetzen sein. Bei kalkhaltigen Schwarzerden der Hildesheimer Börde mit **KWBa** unter 100 mm wäre die Grundwassergefährdung hingegen nur gering.

Tabelle 6: Einfluß von Sickerungsrate (**KWBa**)¹⁾ und Bindungsstärke (nach Tabelle 3) auf die Gefährdungsstufe (**GGs**)¹⁾ einer Grundwasserkontamination durch Metallionen

KWBa ¹⁾ mm/Jahr	Bindungsstärke nach Tabelle 3					
	0	1	2	3	4	5
0-100	4	3-4	3	2	1	0-1
100-200	4-5	4	3-4	2-3	1-2	1
200-300	5	4-5	4	3	2	1
300-400	5	5	4-5	3-4	2-3	1-2
400	5	5	5	4	3	1-2

1) GGS 1= sehr gering, 2= gering, 3= mittel, 4= hoch, 5= sehr hoch

2) Klimatische Wasserbilanz (**KWBa**) als Differenz von Niederschlag und Verdunstung

3. Anwendung und Überprüfung der Schätzmethode

Für eine Parabraunerde und einen entwässerten Gley, deren Eigenschaften Tab. 7 zu entnehmen sind, wurde die Belastbarkeit mit Cu- und Zn-Ionen diagnostiziert,

Tabelle 7: Krumeneigenschaften von Ackerböden Bayerns sowie Cu- und Zn-Gehalte des Erntegutes (n. Süß u.a. 1978)

Substrat		Boden		Trockenmasse Korn ¹⁾							
800 m ³ Klärschlamm/ha:		ohne	mit ²⁾	ohne		mit					
Bodentyp	Bodenart	Humus %	pH CaCl ₂	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg				
Parabraun.	IU	3	6.4	6.7	2.2	11	39	3.5	22	3.8	26
Braunerde	xSL	5	7.1	5.4	3.5	9	41	3.2	24	4.0	34
Pseudogley	uL	3	6.7	5.6	2.7	9	37	4.1	25	4.3	31
entwäss. Gley	S	5	5.0	1.3	0.2	5	37	2.4	33	4.8	52

1) Mittelwert von 3 Ernten m. Mais, Weizen und Gerste

2) aus Klärschlammzusammensetzung und -gabe kalkuliert

Tabelle 8: Diagnose der Cu- und Zn-Belastbarkeit (Anwendungsbeispiele der Tab. 7)

Bodentyp	Cu Parabraunerde	Zn	Cu entwäss. Gley	Zn
Einfluß pH (Tab. 3)	5	5	4.5	3.5
Einfluß des Humus (Tab. 4)	+1	+0	+1	+0
Einfluß der Bodenart (Tab. 4)	+0.5	+0.5	+0	+0
Bindung	5	5	5	3.5
	s.stark	s. stark	s. stark	stark
<u>bei Belastung mit Klärschlamm</u>				
Einfluß des pH (Tab. 3)	5	4	3.5	2.5
Einfluß des Humus	+1	+0	+1	+0
Einfluß der Bodenart (Tab. 4)	+0.5	+0.5	+0	+0
Bindung	5	4.5	4.5	2.5
	s. stark	stark-s.stark	stark-s.stark	gering-mittel

und zwar ohne und mit Klärschlamm-Vorbelastung (Tab. 8). Die Diagnosen wurden für diese und zwei weitere Böden durch Ergebnisse von Feldversuchen bestätigt. Süß u.a. (1978) ermittelten nämlich im Erntegut des Cu-armen Gleyes geringere Cu-Konzentrationen als in der Parabraunerde, hingegen entsprechend der Diagnose erhöhte Zn-Konzentrationen (trotz sehr geringer Bodengehalte). Schwermetallkontamination durch Klärschlamm bewirkte entsprechend der Diagnose etwas erhöhte Cu- und stärker erhöhte Zn-Gehalte des Erntegutes (Tab. 7).

Diez hat in Gefäßversuchen mit der Ackerkrume einer sandigen Braunerde die pH-Werte variiert, wobei die Metallkonzentrationen in der Pflanze unserer Diagnose entsprachen, nämlich bei pH 5 gegenüber 6 erhöhte Cd- und Zn-Gehalte hingegen nicht erhöhte Pb-, Cu- und Hg-Gehalte (Tab. 9). Aus der Krume eines mit Klär-

Tabelle 9: Schwermetallgehalte der Ackerkrume einer sandigen Braunerde (Baumannshof) ohne und mit Klärschlammbehandlung sowie schwermetallgehalte von Salat nach Anzucht im Gefäßversuch bei variiertem pH des Bodens (einjährige, unveröffentlichte Ergebnisse eines noch laufenden Versuches von Th. Diez, München)

Boden	pH (CaCl ₂)	% Corg.	Cd	Pb	Cu	Zn	Hg
ohne Klärschlamm			Schwermetallgehalte im Boden (mg/kg)				
	5.4	2.24	0.4	27	8.2	31	0.15
			Schwermetallgehalte in der Pflanze (mg/kg)				
CaO	6.2		2.1	1.3	4.8	65	0.022
unbehandelt	5.4		2.6	1.4	4.2	60	0.021
Al ₂ (SO ₄) ₃	5.0		5.9	1.6	4.6	142	0.016
230 t Klärschlamm			Schwermetallgehalt im Boden (mg/kg)				
	6.2	2.74	6.0	220	36	182	0.43
			Schwermetallgehalt in der Pflanze (mg/kg)				
unbehandelt	6.3		8.0	1.7	8.0	112	0.020
1/2 Al ₂ (SO ₄) ₃	5.7		28.0	2.0	6.9	142	0.014
1/1 Al ₂ (SO ₄) ₃	5.1		37.0	2.9	5.6	260	0.018

schlamm belasteten Boden wurden außer Hg alle Elemente stärker aufgenommen.

Wir meinen daher, daß die vorgeschlagene Methode geeignet ist, die Mobilität von Metallionen in Böden und damit ihre Verfügbarkeit für Pflanzen zu diagnostizieren.

Wir danken dem DVWK-Ausschuß "Standort und Boden" (Obmann W. Müller, Hannover) sowie E. Schlichting (Hohenheim) für wertvolle Anregungen und Herrn Th. Diez für die Überlassung unveröffentlichter Ergebnisse.

Literatur

- AG BODENKUNDE 1982, Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Auflage, Hannover
- Blume, H.-P. und M. Helsper, 1987: Zur Schätzung des Humusgehaltes nach der Bodenfarbe. Z. Pflanzenernähr., Bodenkde, im Druck.
- Brechtel, H.M., 1982: Influence of vegetation and land use on vaporization and groundwater recharge in Berlin (W); in R. Bornkamm et al.: Urban ecology. Blackwell Scientific Publ., Oxford, 209-215.
- Brümmer, G., J. Gerth und U. Herms, 1986: Heavy metal species, mobility and availability in soils. Z. Pflanzenernähr., Bodenkde 149, 382-398.
- Herms, U. und Brümmer, G., 1984: Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit undbindung in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147, 400-424.
- Hydrologischer Atlas der BRD, 1977: Deutsche Forschungsgemeinschaft, Bonn Bad-Godesberg
- Grove, J.H. und Ellis, B.G., 1980: Extractable chromium as related to soil pH and applied chromium. Soil Sci. Soc. Am. J. 44, 238-242,
- König, N., P. Baccini und B. Ulrich, 1986: Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Böden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149, 68-82.
- Kloke, A., 1985: Richt- und Grenzwerte zum Schutz des Bodens vor Überlastungen mit Schwermetallen. Forschungen zur Raumentwicklung 14, 13-24, Bundesforsch.anst. Landeskd. Raumordn., Bonn
- Scheffer, F. und P. Schachtschabel, 1982: Lehrbuch der Bodenkunde, 11. Auflage, Enke, Stuttgart.

Das Bodenkataster von Niedersachsen
- ein Bodeninformationssystem für den
Umwelt- und Bodenschutz

von

Boess, J. und J. Kues *

Einleitung und Zielsetzung

Der Boden gewinnt in den letzten Jahren bei umweltpolitischen Überlegungen zunehmend an Bedeutung. Dichte Besiedlung, hoher Industrialisierungsgrad und eine intensivierte Landwirtschaft verursachen zwangsläufig verstärkte Bodennutzung mit entsprechenden Beanspruchungen.

Um die Bodenfunktionen auch für zukünftige Generationen zu erhalten, kommt dem Bodenschutz heute eine besondere Bedeutung zu, zum einen bei der Schadensverhütung, zum anderen bei der Schadensbeseitigung.

Das derzeit noch große Informationsdefizit über die flächenhafte Verbreitung der Böden und ihrer Eigenschaften erfordert eine möglichst rasche und gründliche, d. h., flächendeckende und die Böden umfassend kennzeichnende Inventur. Um dieses Ziel zu erreichen, wurde vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung das 'BODENKATASTER VON NIEDERSACHSEN' als DV-gestütztes Bodeninformationssystem konzipiert. Das Bodenkataster ist eine umfassende Bodeninventur für den Umwelt- und Bodenschutz zur Beurteilung der Nutzungseignung der Böden, der Schadensverhütung und der Schadensbeseitigung (Diagnose - Prophylaxe - Sanierung). Es soll entsprechend den Bodenschutzkonzeptionen als Entscheidungshilfe bei gesetzlichen Maßnahmen (z. B. Ermittlung von Belastungskriterien und -grenzen), planerischen Entscheidungen (z. B. Darstellung der Belastbarkeit und Nutzungseignung) und beratenden Tätigkeiten (insbesondere für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung) geeignet sein. Die Arbeiten werden vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLFb) federführend in Abstimmung und in enger Zusammenarbeit mit

* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

den zuständigen Ressorts und den nachgeordneten Fachverwaltungen und Universitätsinstituten durchgeführt. Der Datenaustausch wird über die Vereinheitlichung der Datenstruktur bzw. über die Definition von Schnittstellen für die Datenübertragung gewährleistet.

Aufbau und Vorgehensweise

Basierend auf den seit längerer Zeit beim NLFb laufenden Arbeiten zu einer DV-gestützten Arbeitsweise bei der bodenkundlichen Landesaufnahme (FLEISCHMANN et al., 1979, OELKERS und VINKEN, 1980, BENNE und HEINEKE, 1987) wird das BODENKATASTER VON NIEDERSACHSEN als digitales Bodeninformationssystem mit folgenden untereinander verknüpfbaren Komponenten aufgebaut:

- Flächendatenbank (Abspeicherung graphischer Flächenelemente),
- Bohrdatenbank (Befunde der Geländebohrungen),
- Labordatenk (Ergebnisse bodenphysikalischer und -chemischer Untersuchungen zur umfangreichen Kennzeichnung der Böden, Bereitstellung von Schätzungsparametern für Modellrechnungen, Lenkung der landesweiten Beprobung),
- Methodenbank (Methodenpaket zur Auswertung der vorhandenen Daten) (vgl. auch von AMENDE et al., 1987).

Das BODENKATASTER VON NIEDERSACHSEN ist deshalb als digitales Informationssystem konzipiert, weil die vorhandenen Unterlagen und ergänzenden Daten einen Umfang haben, deren Bewältigung manuell nicht möglich ist. Es wird hierdurch eine zeitgerechte und erschöpfende Verwertung der vorliegenden Datenfülle, ihre gezielte Ergänzung, ständige Fortführung und benutzerspezifische Auswertung möglich. Das System ist so konzipiert, daß Karten in beliebigem Maßstab ausgedruckt werden können.

Mit Hilfe dieses Instrumentariums ist eine effektive Durchführung der Arbeitsschritte Datenerfassung, Datenverwaltung und Datenauswertung gewährleistet.

Derzeit sind zur Erfassung vorgesehen oder werden erfaßt:

- Daten der Bodenschätzung
Sie liegen für die gesamten landwirtschaftlichen Flächen vor und besitzen eine sehr hohe Informationsdichte über den Aufbau der ersten 80 bis 100 cm Bodentiefe. Derzeit werden die Grenzentwürfe in digitaler Form von der Finanzverwaltung bereitgehalten. Die Übertragung der Bohrpunkte und der Aufbau der bestimmenden Grablöcher erfolgt derzeit noch im NLFb. Es laufen aber Bestrebungen, daß auch hier die für die Daten verantwortliche Fachbehörde diese Aufgabe eigenverantwortlich durchführt.
- Forstliche Standortkarten
Sie sind für den Bereich der Staatsforste flächendeckend vorhanden und auch bereits weitestgehend digital erfaßt. Ein Übersetzungsschlüssel liegt im Entwurf vor und wird derzeit überprüft.

- Geologische Daten

Geologische Karten liegen i. M. 1:25 000 für Niedersachsen flächendeckend vor. Jüngere Aufnahmen stehen bereits als digitale Karten zur Verfügung, ältere Karten müssen aufgearbeitet werden. An einer Generallegende, Voraussetzung für sinnvolle Verarbeitung, wird derzeit gearbeitet. Die geologischen Karten liefern als Information den Aufbau des tieferen Untergrundes und sind damit eine wichtige Ergänzung zur Bodenschätzung.

- Historische Karten

Sie geben Aufschluß über die Entwicklung der Bodennutzungsverhältnisse, die wiederum wichtige Rückschlüsse auf Bodengrenzen und -eigenschaften zulassen. In Niedersachsen liegen topographische Karten des 18. (+ flächendeckend) und des 19. Jahrhundert vor. Da die Entwicklung der Landnutzung im allgemeinen von problemlos zu bearbeitenden zu schwierigeren, meliorationsbedürftigen Böden verlief, und die vor 200 Jahren ackerbaulich genutzten Böden auch heute noch verbreitet die günstigsten Ackerstandorte sind (z. B. Plaggenesch), können aus dem Kartenvergleich Bodeneigenschaften und wichtige Bodengrenzen abgeleitet werden.

- Topographische Karten

Sie kennzeichnen mit den Höhendaten die Reliefsituation. Modelle zur Verarbeitung der Höhendaten, z. B. für Erosionsforschung, liegen vor, da aber die Höhendaten z. Z. nur in geringem Umfang digital bereitstehen, ist die Anwendung in größerem Umfang noch nicht möglich.

- Klimadaten

Diese werden zur Differenzierung der Böden nach klimatologischen Gesichtspunkten herangezogen.

Nutzungsmöglichkeiten

Bereits nach der Erfassung stehen die Rohdaten den Benutzern zu Auswertungszwecken zur Verfügung. Sie können sich die gesamten Informationen als digitale Karten ausgeben lassen oder aber Einzelaspekte abfragen.

In einem weiteren Arbeitsschritt werden die verschiedenen Rohdaten miteinander verknüpft. Umfang und Art der Verknüpfung ist abhängig von der Zielsetzung. Es können u. a. hierbei Vorhersagemodelle erstellt werden zur Steuerung und als Arbeitsgrundlage für die Geländearbeit.

Der durch Gelände- und Laboruntersuchungen quantitativ und qualitativ erweiterte Datenpool kann zur Erstellung bodenkundlicher Grundkarten wie auch über entsprechende Auswertungskonzepte zu thematischen Auswertungen und zu Fragen des Boden- und Umweltschutzes herangezogen werden.

Derzeit werden schwerpunktmäßig Problembereiche aufgenommen. Im Endzustand kann das Bodenkataster von Niedersachsen bei Anfragen folgende Bodeninformationen zur Verfügung stellen: parzellengenaue Flächenabgrenzungen und zu diesen eine exakte Inhaltsbeschreibung über Bodentyp (mit Bodentypenvarianz), chemische und physikalische Bodeneigenschaften. Parallel dazu wird eine Bodenprobenbank aufgebaut und das Land mit einem Netz von Dauerbeobachtungsflächen überzogen sein.

Literatur

- v. Amende, W., H. Fleige, H.-J. Kues und R. Reimann (1987): Die bodenkundliche Labordatenbank von Niedersachsen - Teil eines Bodeninformationssystems als Grundlage eines umfassenden bodenkundlichen Dienstes. Publ. in Vorbereitung.
- Benne, I. und Heineke, H.-J. (1987): Die Übersetzung der Bodenschätzung und ihre digitale Bereitstellung in einem Bodeninformationssystem für den Umwelt- und Bodenschutz. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch., dieser Band.
- Fleischmann, R., Hacker, E. u. Oelkers, K.-H. (1979): Vorschlag zu einem Übersetzungsschlüssel für die automatische bodenkundliche Auswertung der Bodenschätzung. Geol. Jb., F6, 3-28.
- Oelkers, K.-H. u. Vinken, R. (1980): Möglichkeiten des ADV-Einsatzes in der bodenkundlichen Landesaufnahme. Geol. Jb., F8, 23-37.

Dichtemessungen mit dem Penetrometer auf zwei
sechsjährigen Radspur-Versuchsflächen

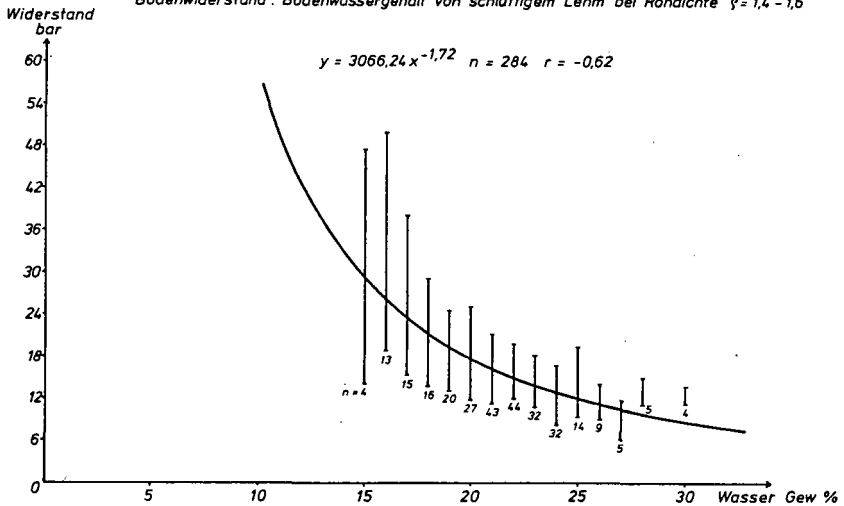
von
Borchert, H.*

Auf zwei Lößlehm-Standorten mit unterschiedlichen Niederschlagshöhen wurden die Druckeinflüsse bei der Saatbett-Zubereitung vom Frühjahr a) auf die beeinflusste Bodentiefe und b) auf den Ertrag hin untersucht. Die Spuren wurden mit normaler und erhöhter Belastung und bei günstigen wie ungünstigen Bodenverhältnissen gelegt. Die Fruchtfolge war Zuckerrüben - Weizen - Gerste.

Die Bodenphysikalischen Messungen wurden auf dem Gerste-Feld nach der Spurlerung (1. Termin auf Tabellen 1 und 2) und vor der Ernte (2. Termin) durchgeführt. Über den Spureneinfluß auf die Porengrößenverteilung und den Ertrag wurde bereits berichtet (Borchert, 1985). Die in den Jahren 1980 - 1985 gleichzeitig ermittelten Werte des Penetrometer-Widerstandes im Boden wurden mit einem elektronisch registrierenden Gerät gemessen (Knittel, 1976). Ein angegebener Meßwert ist das Mittel von 10 Einzelmessungen.

Die in 7 Jahren gesammelten 17 000 Penetrometermessungen mit den dazugehörigen Wassergehaltsangaben ermöglichten die Aufstellung der Korrelation Bodenwasser - Penetrometerwiderstand für Sandboden, sandigen Lehm, schluffigen Lehm, tonigen Lehm und lehmigen Ton, unterteilt in die Rohdichte-Bereiche <1,4 und 1,4-1,6

Abb. 1: *Regressionskurve mit Standardabweichung der Meßwerte der Beziehung
Bodenwiderstand : Bodenwassergehalt von schluffigem Lehm bei Rohdichte $\rho = 1,4 - 1,6$*



* Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau,
Menzinger Straße 54, D-8000 München 19

wie 1,6 (Borchert). Die humosen Oberböden wurden bei der Aufstellung dieser "Eichkurven" nicht miteinbegriffen, um so den Humuseinfluß zu eliminieren. Für die Umrechnung der vorliegenden Meßdaten der Radspur-Versuche wurde die "Eichkurve" vom schluffigen Lehm, Rohdichte 1,4 - 1,6, herangezogen (Abb.1). Die zeitlich verschieden gelegenen Penetrometer -Meßwerte können so auf eine standardisierte Bodenfeuchte umgerechnet und erst verglichen werden.

Versuchsfläche Neuhof

Die so "bereinigten" Werte liegen in der Tabelle 1 für Neuhof zugrunde. Angegeben wird in 2,5 cm Abständen in den Bodentiefen die positive oder negative Differenz der Widerstand-Meßwerte in bar zwischen "unbefahren" und Druckspur-Variante. Dabei heißt: 1.1 = günstige Zeit, normale Belastung; 1.2 günstige Zeit, erhöhte Belastung; 2.1 ungünstige Zeit, normale Belastung; 2.2 ungünstige Zeit, erhöhte Belastung. Die Bodenwassergehalte bei der Messung der Druckspur-Varianten sind gesondert nach Krume und Unterboden in %-Bereichen der Feldkapazität angegeben.

"Normale Belastung" war in Neuhof 4 t (Traktor). Bei "erhöhte Belastung" kamen 8 t (gefülltes Tandem-Güllefaß) hinzu. Die Bodenwassergehalte beim Spurenfahren lagen um 100 % FK bei "ungünstiger Zeit" und um 90 % bei "günstiger Zeit". Hierbei muß festgehalten werden, daß die Unterschiede im Bodenwassergehalt im Zuge des Praxisversuches nach dem Abtrocknungsbild der Fläche für die Saatbettherstellung beurteilt wurden. Aufgrund des in 50 cm anstehenden tonigen Bodens (tonige Alüberdeckung) und des Pseudogley-Charakters des Bodens hält eine Durchnässung vom Winter länger an, sind die abgewarteten Abtrocknungsunterschiede nur bis etwa 10 cm Bodentiefe vorhanden.

Die Wiedergabe der Penetrometerwiderstands-Differenzen zwischen unbefahrenem und befahrenem Boden (seien sie positive oder negative Werte) in nackten Zahlen vermittelt m. E. am besten die Heterogenität des Bodens, die unserem schulbuchmäßigen Denken gar nicht entspricht. Wir erkennen unschwer in der Bodentiefe von etwa 27 cm einen Wechsel von höheren zu niedrigeren Penetrometerwiderstands-Differenzen die Jahre hindurch bei allen vier Druckspurvarianten. In Neuhof beträgt die Krumenstärke etwa 27 cm. Die Pflugsohle ist die vielerorts jahrhunderte alte Bearbeitungsgrenze. Sie erfuhr also bereits eine Vorbelastung und somit eine "Erstverdichtung". Die Dichtekurven von befahrenem und unbefahrenem Boden laufen in der Pflugsohle zusammen, die Penetrometerwiderstands-Differenzen gehen nicht nur auf den Nullwert zurück, sondern die Widerstandswerte der Druckvarianten können sogar niedriger als bei der Nullvariante liegen, wie Jahre zeigen. Das Maximum des Druckeinflusses, also das Maximum der Differenzen zwischen befahrenem und unbefahrenem Boden, liegt in der Krume zwischen 10 und 20 cm Bodentiefe. Raghavan (1977) fand bei seinen diesbezüglichen Untersuchungen ein Maximum der Verdichtung zwischen 12 und 26 cm Bodentiefe.

Beim Vergleichen der vier Druckvarianten findet man in der Regel höhere Differenzwerte bei den Varianten 1.2 und 2.2. Der verdichtende Einfluß ist also durch die größere Belastung mehr gegeben als durch die Wahl des Fahrtermins. Der zwischen den Terminen liegende Zeitabstand dürfte für Neuhof betreffs Bodenwasseränderung zu kurz sein.

Die hohen Differenzwerte des 2. Meßtermins der Jahre 1980 und 1984 sind m. E. auf den geringen Bodenwassergehalt von 55 - 77 % Feldkapazität zurückzuführen, der den Druckeinfluß vollständig überdeckt. Diese und andere Messungen lassen es für ratsam erscheinen, Penetrometermessungen möglichst nur im Feldkapazitätsbereich von 80 - 100 % durchzuführen und der Bereich < 70 % FK und > 110 % FK ganz auszuklammern.

Eine über die Vegetationszeit im Jahre 1984 eingetretene Verdichtung durch Bodeneinschlammung kommt bei nur 230 mm Niederschlag und nachweislich nicht erhöhter Rohdichte nicht in Betracht. Dagegen sind bei 429 mm Niederschlag im Jahre 1983 zusätzliche Verdichtungen durch Bodeneinschlammungen nicht auszuschließen, so daß es zu den hohen Meßwerten kam; die Bodenwassergehalte zum

Tabelle 1

Differenzen der Penetrometer-Messungen in bar vom Feld Neuhof

Vers.Gl.	1. Termin				2. Termin			
	1.1	1.2	2.1	2.2	1.1	1.2	2.1	2.2
1980								
Krume	77-97	75-100	83-102	86-100	60-75	66-72	58-72	58-72
U.Bod	97-94	100-97	102-94	95-89	73-80	75-77	63-73	73-72
0-2,5	6,2	2	8,8	12	4,9	2,1	5,9	2,4
-5,0	4,2	5	5,7	10	7,4	13,9	11,4	16,0
-7,5	2,3	8	5,4	8	18,2	20,8	12,0	32,3
-10,0	-0,8	3	4,5	7	20,4	20,1	9,6	26,8
-12,5	3,3	9	3,0	6	17,3	4,7	13,9	33,3
-15,0	4,1	9	2,3	4	23,3	16,8	22,0	30,8
-17,5	2,6	11	3,7	6	21,6	21,1	22,2	29,7
-20,0	0,3	5	0,1	8	24,4	23,7	23,9	28,7
-22,5	-0,1	4	0,8	6	32,1	23,8	25,2	26,3
-25,0	1,9	2	3,7	4	32,1	12,7	14,8	21,7
-27,5	1,1	2	3,3	3	25,9	15,4	2,6	27,8
-30,0	2,1	2,9	2,8	-1	25,3	12,2	0,6	20,5
-32,5	-0,3	0,7	4,6	1,8	20,0	5,6	1,8	7,8
-35,0	-1,5	0,9	3,9	1,7	13,6	4,9	-0,7	4,8
-37,5	-2,0	-0,1	4,3	2,3	15,8	3,9	-9,0	-0,9
-40,0	-2,3	1,2	2,1	0,5	15,1	2,9	-7,0	-0,9
-42,5	0,7	3,2	1,3	-0,4	3,3	5,8	7,1	-0,4
-45,0	1,2	1,3	1,4	-	5,1	6,2	9,0	0,4
-47,5	0,9	2,4	-	-	13,0	8,9	5,4	3,6
1981								
Krume	66-100	66-100	65-102	66-97	88-97	88-97	86-93	87-93
U.Bod	105-95	102-95	105-92	102-97	105-97	105-96	88-105	88-105
0-2,5	1,0	1,0	1,2	1,0	1,0	1,0	2,3	2,2
-5,0	1,0	1,0	2,6	3,5	1,0	4,6	7,4	4,9
-7,5	3,0	4,4	6,0	7,2	2,8	4,2	5,6	5,6
-10,0	3,7	11,4	4,7	10,2	3,8	5,7	5,9	8,4
-12,5	1,6	9,8	6,1	9,6	6,2	8,3	2,5	6,8
-15,0	1,8	8,2	8,4	6,5	4,8	6,6	0,3	8,0
-17,5	4,4	6,6	5,5	6,8	-0,8	-1,1	2,8	12,8
-20,0	3,3	5,5	2,7	1,8	-0,7	-2,0	2,7	10,0
-22,5	3,2	4,1	-0,8	-1,4	1,4	2,3	-6,8	2,7
-25,0	3,3	3,3	2,9	4,9	2,8	1,9	-8,1	1,4
-27,5	1,2	4,1	6,4	9,4	4,2	4,0	-2,3	4,2
-30,0	4,0	4,8	4,2	8,0	2,6	2,9	-3,1	0,5
-32,5	7,3	0	0,1	0,9	5,3	1,1	0	1,6
-35,0	3,6	0,7	-2,0	2,3	7,6	3,1	0,2	0,7
-37,5	2,2	-0,1	-4,9	-4,1	2,1	1,3	10,3	9,9
-40,0	0,7	0,2	-2,7	-3,7	0,4	1,6	9,5	9,8
-42,5	0,2	-0,7	1,7	4,2	-1,9	-1,9	7,8	4,6
-45,0	0,3	1,1	0,8	4,3	-2,3	-1,5	-4,0	7,0
1982								
Krume	94-102	88-108	95-105	92-111	97-89	103-92	105-86	105-94
U.Bod	95-97	111-97	94-97	100-75	80-67	86-77	82-75	86-78
0-2,5	8,7	9,4	10,4	11,9	1,3	1,0	1,7	0,6
-5,0	5,2	7,4	7,6	9,2	3,3	4,0	3,6	3,5
-7,5	1,9	5,2	6,8	8,0	4,7	4,0	4,1	5,0
-10,0	-0,9	0,9	5,0	5,9	5,8	-4,0	5,1	7,2
-12,5	-0,8	-1,4	5,0	9,6	9,5	-14,1	3,8	9,3
-15,0	-2,4	-1,8	5,0	8,5	8,2	-16,9	6,2	14,4
-17,5	-0,5	-0,5	6,1	6,4	7,6	-17,7	6,8	12,2
-20,0	4,7	2,5	10,6	12,3	8,4	-15,2	5,2	8,4
-22,5	6,8	5,6	10,3	5,6	8,6	-13,4	2,1	9,6

1. Fortsetzung von Tab. 2

Vers.Gl.	1. Termin				2. Termin			
	1.1	1.2	2.1	2.2	1.1	1.2	2.1	2.2
-22,5	-8,6	-6,1	-4,1	-3,7	-5,9	4,7	-1,6	-1,0
-25,0	-7,5	-6,0	-5,8	-9,7	-2,2	1,0	-1,6	-0,3
-27,5	-5,1	-5,2	-4,3	-8,4	-1,4	1,9	0,2	-0,6
-30,0	-4,4	-2,7	-5,0	-7,6	-0,6	-1,6	-0,4	-1,7
-32,5	-4,2	-5,3	-4,4	-4,2	-1,1	4,3	-1,0	-1,0
-35,0	-1,7	-3,8	-5,5	-3,6	-0,8	4,0	-4,1	-0,8
-37,5	-1,2	-3,8	0	2,1	0,1	5,2	-1,3	0,9
-40,0	0,5	-2,9	-6,4	-2,5	0,8	4,3	-1,8	-0,9
-42,5	1,1	-0,6	1,1	-3,4	0,9	4,7	-2,3	-1,8
-45,0	-0,6	-0,3	-	-	4,5	4,4	-5,2	-0,2
-47,5	-	-	-	-	2,9	-0,4	-	-0,8

1983

	94-95	98-100	82-97	82-98	58-82	73-80	63-80	58-77
U. Bod	92-101	94-105	94-104	89-104	80-84	80-89	76-85	78-94
0-2,5	0,7	1,0	1,0	1,0	1,0	1,9	1,5	1,0
-5,0	2,5	1,0	1,0	1,0	0	6,7	2,5	1,0
-7,5	5,2	1,7	1,0	1,0	1,0	4,9	3,8	4,9
-10,0	5,6	2,8	3,8	2,5	1,0	6,8	2,9	4,4
-12,5	1,7	1,5	3,2	1,3	5,9	7,1	3,8	7,7
-15,0	-4,3	0	0,6	3,1	1,7	8,3	7,6	8,4
-17,5	-2,4	9,1	-8,1	6,4	7,2	11,3	3,9	2,7
-20,0	3,2	11,0	-3,5	3,6	-1,8	2,0	0,9	0
-22,5	2,3	4,2	1,2	1,4	-7,1	-1,5	1,6	9,1
-25,0	2,6	6,3	2,3	2,4	-9,6	-8,3	0	6,7
-27,5	3,5	4,1	1,8	2,6	-11,2	-5,2	3,2	9,9
-30,0	4,0	4,3	1,1	2,3	-12,7	-3,8	4,0	7,1
-32,5	3,3	2,9	0,4	0,4	-8,5	3,9	3,2	6,7
-35,0	3,2	3,1	0,3	1,1	-6,4	4,3	0,2	2,9
-37,5	4,3	3,4	1,0	1,9	-2,0	4,3	-4,6	1,7
-40,0	4,0	3,1	-1,1	1,6	0,1	6,3	-2,3	5,3
-42,5	2,6	3,5	1,4	2,9	-6,3	1,8	-5,1	2,1
-45,0	3,1	3,5	-0,3	2,1	-3,5	2,6	-4,9	0,9
-47,5	4,9	-	0,4	0,6	0,7	2,9	0,7	3,8

1984

	103-97	105-92	93-111	108-100	61-75	66-70	63-71	62-72
U. Bod	87-103	87-104	111-102	91-104	100-92	100-91	100-91	100-91
0-2,5	0,3	0,8	0,5	1,7	1,0	3,9	1,6	3,2
-5,0	1,3	1,7	0,5	3,9	6,5	5,2	4,0	8,6
-7,5	3,1	6,1	0,5	9,6	9,1	9,4	6,1	19,0
-10,0	5,8	10,2	2,1	8,8	23,9	20,4	9,0	17,7
-12,5	3,2	6,5	0,1	7,4	28,1	19,3	7,1	11,4
-15,0	8,1	9,8	0	10,4	22,1	14,3	8,3	11,5
-17,5	11,0	13,1	4,5	11,0	15,0	4,8	5,0	8,5
-20,0	2,7	2,9	0,6	0,2	11,2	1,0	10,2	10,1
-22,5	-6,0	-9,0	6,9	-5,5	-	-	-	-
-25,0	-4,1	-10,0	5,3	-4,5	-	-	-	-
-27,5	4,3	-3,4	4,6	0,9	13,0	16,0	12,4	7,9
-30,0	-0,9	-0,8	1,0	2,8	19,4	15,8	11,1	8,0
-32,5	1,3	-1,3	4,2	0,7	19,6	12,6	8,1	10,7
-35,0	-0,8	-0,7	5,5	1,3	17,2	13,2	9,5	9,2
-37,5	1,7	1,7	0	-0,2	13,0	6,6	7,7	2,6
-40,0	-1,6	0	-2,0	-1,6	11,5	7,3	7,8	0,8
-42,5	0	0,9	-1,8	0,7	13,6	9,4	7,3	3,1
-45,0	2,2	1,4	-1,0	1,9	13,1	7,0	5,9	2,8
-47,5	-	-	-0,7	2,4	6,1	-0,9	1,4	-5,8

2. Fortsetzung von Tab. 1

Vers.Gl.	1985							
	1. Termin				2. Termin			
	1.1	1.2	2.1	2.2	1.1	1.2	2.1	2.2
Krume	86-97	88-97	77-97	95-97	80-77	70-66	77-80	72-75
U.Bod	88-97	97-85	97-102	93-100	69-87	65-80	69-83	66-75
0-2,5	8,1	7,7	-5,2	9,0	3,0	9,0	4,1	4,0
-5,0	6,2	13,8	8,2	13,0	11,1	21,0	13,7	9,0
-7,5	8,5	18,1	10,6	6,0	21,0	21,0	28,4	22,0
-10,0	10,0	15,6	6,8	1,0	28,4	26,0	34,9	26,0
-12,5	8,0	15,5	7,4	2,0	30,5	34,0	34,2	30,0
-15,0	6,9	14,1	6,4	3,0	27,8	32,0	35,8	28,0
-17,5	5,1	11,7	7,2	7,0	19,9	27,0	32,4	28,0
-20,0	3,9	10,5	3,0	9,0	17,6	23,0	32,1	23,0
-22,5	1,0	7,2	1,7	5,0	13,2	16,0	32,1	17,0
-25,0	1,6	4,6	0,4	3,0	13,3	11,0	26,5	16,0
-27,5	2,3	1,1	1,9	0,2	11,9	10,0	17,8	14,0
-30,0	2,2	-2,7	4,3	0,3	7,2	5,0	13,2	10,0
-32,5	3,7	-2,5	5,9	2,0	7,5	4,4	16,2	4,2
-35,0	3,6	-1,3	3,3	0,6	5,1	-0,1	12,7	0
-37,5	1,3	-1,3	3,4	1,6	0	0,7	10,7	2,5
-40,0	1,3	-1,3	2,1	1,7	-0,8	-0,1	11,2	2,3
-42,5	5,0	0,6	3,5	2,6	-1,6	4,5	16,6	4,5
-45,0	3,9	-0,5	4,9	1,3	-1,6	3,5	18,0	4,7
-47,5	3,6	-1,0	6,7	-	3,8	3,2	7,7	0,5

Meßtermin waren mit 80 - 100 % FK optimal. Das Jahr 1981 kennzeichnete ein trockenes Frühjahr ohne viel Winterfeuchte, so daß der Spureneinfluß von Anfang an gering war.

Versuchsfläche Puch

Der Boden ist eine Parabraunerde aus Lößlehm auf Ribmoräne, die Krumenmächtigkeit beträgt 22 cm. Während in NeuhoF sich der Niederschlag in der Vegetationszeit April - Juli auf 315 mm beläuft, liegt er hier bei 400 mm. Die Radspuren wurden in Puch mit 60 % FK beim günstigen Termin und mit >80 % FK bei ungünstigem Termin gelegt. Die normale Belastung betrug 4 t, die erhöhte ca. 10 t. Die übrige Versuchsanstellung ist dieselbe wie in NeuhoF.

Auch auf dieser Versuchsfläche sind die Differenzwerte vom Penetrometerwiderstand bei den Varianten mit erhöhter Belastung (1,2 und 2.2) über die Jahre hin höher. Die Wahl des Zeitpunktes hatte also weniger Einfluß auf die Bodenverdichtung, obwohl die Bodenwassergehalte beim Spurenlegen bis zu 20 cm Bodentiefe unterschiedlicher waren als in NeuhoF. Ebenso wie dort finden wir in Puch die Maximalwerte des Penetrometerwiderstandes in der Krume in einer Tiefe von 10 - 20 cm. Aber die extremen Verdichtungen durch den Pseudogley-Charakter finden wir bei dieser Parabraunerde nicht. Doch genügten die Verdichtungen in der Krume, daß sich bei leichten Regenfällen schon Wasserblachen bildeten. Diese führten zusammen mit der Haftnässe im ganzen Profil in Nässejahren zu erheblichen Ernteausfällen, wie z. B. 1983 mit 350 mm Niederschlag. Andererseits konnte man in Trockenjahren beim angedrückten Boden bessere Bestandesdichte beobachten.

Die sich in den Jahren 1980, 1981 und 1982 häufenden Meßwerte im Minusbereich unterhalb der Krume sind auffallend und bestätigen den nicht unbedingt über die Pflugsohle hinausgehenden Druckeinfluß bei der Saatbettbereitung. Zum anderen zeigt dies die Heterogenität des Bodens, seiner heterogenen Wasserganglinien mit nasseren und trockeneren Stellen an.

Im Jahre 1985 war die Spur mit 84 % Feldkapazität am ungünstigsten gelegt (bei 2.2) wie auch die Messungen es zeigen. Trotz hohen Niederschlags (330 mm) in

Tabelle 2

Differenzen der Penetrometer-Messungen in bar vom Feld Puch

Vers.Gl.	1. Termin				2. Termin			
	1.1	1.2	2.1	2.2	1.1	1.2	2.1	2.2
1980								
Krume	94-97	88-103	96-106	101-102	97-105	86-97	97-105	87-98
U. Bod	87-96	84-102	95-97	95-100	98-101	101-103	98-101	94-104
0-2,5	1,0	1,0	1,6	1,0	3,6	5,1	3,5	1,0
-5,0	1,0	1,0	4,8	2,5	2,5	4,2	7,8	9,6
-7,5	1,0	7,1	3,7	9,0	2,3	7,2	5,0	9,3
-10,0	1,0	5,0	2,1	6,0	3,1	6,1	3,2	7,8
-12,5	1,0	7,3	2,9	5,2	6,4	8,0	4,4	10,0
-15,0	2,1	5,4	4,1	5,3	4,1	6,5	1,1	5,3
-17,5	8,0	5,3	8,5	3,8	6,2	13,0	1,8	8,0
-20,0	7,9	6,4	3,9	1,0	6,6	13,8	-1,7	7,6
-22,5	3,8	10,0	3,2	1,0	9,1	7,8	-0,5	2,4
-25,0	0,7	2,2	-1,4	-5,0	2,6	1,9	3,9	1,2
-27,5	-2,0	-2,7	-0,4	-2,1	2,9	2,2	2,4	0,3
-30,0	-1,6	-0,6	-2,3	1,7	3,1	1,8	3,3	-1,3
-32,5	-10,1	-9,4	-7,6	-3,8	3,3	2,9	7,8	0,5
-35,0	-5,1	-5,1	-4,9	-2,1	1,6	2,7	5,6	-3,1
-37,5	-6,7	-6,9	-4,5	-2,8	1,1	4,0	5,6	-2,0
-40,0	-6,1	-5,7	-5,5	-2,8	2,4	4,5	7,1	-0,5
-42,5	4,6	4,8	-2,0	-0,6	0,3	3,7	5,1	-1,1
-45,0	4,7	3,8	-6,7	0,8	0,7	3,2	6,9	-0,7
-47,5	4,1	2,8	-3,7	1,9	-0,5	2,6	7,8	-0,1
1981								
Krume	87-80	74-86	80-88	86-85	58-71	60-72	66-77	66-77
U. Bod	80-100	83-100	85-103	83-100	66-80	68-80	69-80	63-77
0-2,5	9,9	4,6	9,7	12,5	2,0	2,3	1,0	5,1
-5,0	12,1	6,3	11,4	12,6	7,4	7,0	4,9	9,2
-7,5	14,5	2,7	10,7	7,1	7,4	5,9	9,8	9,3
-10,0	13,0	1,4	10,7	8,9	5,0	7,7	13,0	8,8
-12,5	-0,9	3,0	4,3	9,1	2,8	6,9	7,6	8,4
-15,0	-2,0	3,7	12,1	18,9	1,4	8,1	6,1	9,8
-17,5	-10,0	-1,0	17,4	14,0	2,5	15,7	8,4	5,1
-20,0	-11,6	-7,0	7,3	5,7	0,7	12,3	5,3	2,0
-22,5	5,0	3,8	-2,6	1,0	2,0	3,4	11,4	-1,0
-25,0	3,9	2,0	-3,3	-0,6	2,1	3,8	3,2	-5,0
-27,5	-1,2	-4,6	-5,9	-4,0	1,8	2,3	8,6	5,6
-30,0	1,3	-2,8	-2,5	-1,4	3,0	3,7	7,4	4,1
-32,5	2,2	-0,8	1,5	-2,3	-0,5	1,9	7,6	-1,8
-35,0	-4,4	-3,6	0,3	-3,4	-1,4	1,3	9,0	-2,4
-37,5	2,3	-1,0	-3,6	-4,6	-2,4	2,4	5,0	1,3
-40,0	3,2	-2,1	-4,6	-5,7	0,2	5,1	4,6	-1,2
-42,5	1,5	-1,8	2,4	-0,7	-1,8	2,0	7,7	2,3
-45,0	2,4	-3,0	3,0	-0,7	-3,9	1,4	6,1	3,7
-47,5	0,8	-3,2	-1,9	-7,0	-3,2	-1,0	0,3	2,0
1982								
Krume	73-92	83-96	111-96	110-98	100-107	103-86	103-98	100-94
U. Bod	81-103	88-105	94-104	100-108	95-100	89-100	86-89	92-98
0-2,5	4,7	8,3	8,1	9,9	2,1	1,0	3,7	4,8
-5,0	7,0	10,9	9,6	9,5	1,5	3,5	8,2	8,1
-7,5	7,9	9,6	8,5	8,7	2,4	5,3	6,7	6,0
-10,0	4,5	6,5	5,8	15,9	10,3	14,9	14,8	8,3
-12,5	1,5	4,3	4,1	18,7	13,4	20,4	20,2	10,1
-15,0	2,6	4,2	13,4	24,2	21,7	22,0	18,8	9,7
-17,5	0,7	5,1	15,3	21,8	30,3	16,7	13,9	14,5
-20,0	-9,8	-9,3	7,3	9,9	12,5	13,2	14,6	9,3

1. Fortsetzung von Tab. 2

Vers.Gl.	1. Termin				2. Termin			
	1.1	1.2	2.1	2.2	1.1	1.2	2.1	2.2
-22,5	-8,6	-6,1	-4,1	-3,7	-5,9	4,7	-1,6	-1,0
-25,0	-7,5	-6,0	-5,8	-9,7	-2,2	1,0	-1,6	-0,3
-27,5	-5,1	-5,2	-4,3	-8,4	-1,4	1,9	0,2	-0,6
-30,0	-4,4	-2,7	-5,0	-7,6	-0,6	-1,6	-0,4	-1,7
-32,5	-4,2	-5,3	-4,4	-4,2	-1,1	4,3	-1,0	-1,0
-35,0	-1,7	-3,8	-5,5	-3,6	-0,8	4,0	-4,1	-0,8
-37,5	-1,2	-3,8	0	2,1	0,1	5,2	-1,3	0,9
-40,0	0,5	-2,9	-6,4	-2,5	0,8	4,3	-1,8	-0,9
-42,5	1,1	-0,6	1,1	-3,4	0,9	4,7	-2,3	-1,8
-45,0	-0,6	-0,3	-	-	4,5	4,4	-5,2	-0,2
-47,5	-	-	-	-	2,9	-0,4	-	-0,8

1983

Krume	94-95	98-100	82-97	82-98	58-82	73-80	63-80	58-77
U.Bod	92-101	94-105	94-104	89-104	80-84	80-89	76-85	78-94
0-2,5	0,7	1,0	1,0	1,0	1,0	1,9	1,5	1,0
-5,0	2,5	1,0	1,0	1,0	0	6,7	2,5	1,0
-7,5	5,2	1,7	1,0	1,0	1,0	4,9	3,8	4,9
-10,0	5,6	2,8	3,8	2,5	1,0	6,8	2,9	4,4
-12,5	1,7	1,5	3,2	1,3	5,9	7,1	3,8	7,7
-15,0	-4,3	0	0,6	3,1	1,7	8,3	7,6	8,4
-17,5	-2,4	9,1	-8,1	6,4	7,2	11,3	3,9	2,7
-20,0	3,2	11,0	-3,5	3,6	-1,8	2,0	0,9	0
-22,5	2,3	4,2	1,2	1,4	-7,1	-1,5	1,6	9,1
-25,0	2,6	6,3	2,3	2,4	-9,6	-8,3	0	6,7
-27,5	3,5	4,1	1,8	2,6	-11,2	-5,2	3,2	9,9
-30,0	4,0	4,3	1,1	2,3	-12,7	-3,8	4,0	7,1
-32,5	3,3	2,9	0,4	0,4	-8,5	3,9	3,2	6,7
-35,0	3,2	3,1	0,3	1,1	-6,4	4,3	0,2	2,9
-37,5	4,3	3,4	1,0	1,9	-2,0	4,3	-4,6	1,7
-40,0	4,0	3,1	-1,1	1,6	0,1	6,3	-2,3	5,3
-42,5	2,6	3,5	1,4	2,9	-6,3	1,8	-5,1	2,1
-45,0	3,1	3,5	-0,3	2,1	-3,5	2,6	-4,9	0,9
-47,5	4,9	-	0,4	0,6	0,7	2,9	0,7	3,8

1984

Krume	103-97	105-92	93-111	108-100	61-75	66-70	63-71	62-72
U.Bod	87-103	87-104	111-102	91-104	100-92	100-91	100-91	100-91
0-2,5	0,3	0,8	0,5	1,7	1,0	3,9	1,6	3,2
-5,0	1,3	1,7	0,5	3,9	6,5	5,2	4,0	8,6
-7,5	3,1	6,1	0,5	9,6	9,1	9,4	6,1	19,0
-10,0	5,8	10,2	2,1	8,8	23,9	20,4	9,0	17,7
-12,5	3,2	6,5	0,1	7,4	28,1	19,3	7,1	11,4
-15,0	8,1	9,8	0	10,4	22,1	14,3	8,3	11,5
-17,5	11,0	13,1	4,5	11,0	15,0	4,8	5,0	8,5
-20,0	2,7	2,9	0,6	0,2	11,2	1,0	10,2	10,1
-22,5	-6,0	-9,0	6,9	-5,5	-	-	-	-
-25,0	-4,1	-10,0	5,3	-4,5	-	-	-	-
-27,5	4,3	-3,4	4,6	0,9	13,0	16,0	12,4	7,9
-30,0	-0,9	-0,8	1,0	2,8	19,4	15,8	11,1	8,0
-32,5	1,3	-1,3	4,2	0,7	19,6	12,6	8,1	10,7
-35,0	-0,8	-0,7	5,5	1,3	17,2	13,2	9,5	9,2
-37,5	1,7	1,7	0	-0,2	13,0	6,6	7,7	2,6
-40,0	-1,6	0	-2,0	-1,6	11,5	7,3	7,8	0,8
-42,5	0	0,9	-1,8	0,7	13,6	9,4	7,3	3,1
-45,0	2,2	1,4	-1,0	1,9	13,1	7,0	5,9	2,8
-47,5	-	-	-0,7	2,4	6,1	-0,9	1,4	-5,8

2. Fortsetzung von Tab. 2

Vers.Gl.	1. Termin				1985		2. Termin		
	1.1	1.2	2.1	2.2	1.1	1.2	2.1	2.2	
Krume	80-91	75-91	79-91	75-91	105-96	105-91	103-91	103-75	
U.Bod	87-104	87-100	87-103	87-100	87-95	87-96	87-91	76-91	
0-2,5	1,5	0,2	0,5	3,4	1,6	2,0	2,3	2,0	
-5,0	4,1	4,9	5,6	14,8	0	3,0	6,0	4,0	
-7,5	4,3	8,8	19,2	16,5	0	3,0	4,6	5,0	
-10,0	4,2	8,8	20,6	14,4	0,1	13,0	7,2	9,0	
-12,5	6,8	12,8	7,2	12,0	0,8	5,0	6,5	13,0	
-15,0	6,6	12,6	7,2	10,8	-0,6	5,0	6,5	17,0	
-17,5	5,4	10,4	14,3	15,1	-0,7	8,0	9,6	13,0	
-20,0	9,1	14,7	13,5	9,5	-1,1	6,0	6,0	6,0	
-22,5	0,6	0,6	6,3	7,6	-2,2	3,0	3,3	3,0	
-25,0	-2,9	-1,8	2,5	15,4	7,7	6,0	-3,3	0,1	
-27,5	-4,0	-5,2	3,1	7,4	4,6	-2,0	-0,6	0,3	
-30,0	-3,2	-4,4	6,8	7,8	0,3	-1,8	3,0	3,8	
-32,5	-2,8	2,8	5,0	6,6	7,1	-0,7	5,8	4,2	
-35,0	0	2,8	3,4	3,8	5,8	-0,7	4,6	1,0	
-37,5	-2,0	-3,9	1,8	1,2	-2,2	1,3	2,7	4,5	
-40,0	-2,0	-3,9	3,5	1,2	-7,1	-2,6	0,1	7,9	
-42,5	-1,8	-3,2	4,9	4,9	-5,8	1,3	1,7	7,2	
-45,0	-1,8	-3,2	3,3	6,5	6,3	0	0,5	7,2	
-47,5	1,4	0	1,6	6,8	8,1	2,3	-0,7	2,9	

der Vegetationszeit und trotz hohen Wassergehaltes an dem Meßtermin (etwa 100 % Feldkapazität) lagen die Werte des Penetrometerwiderstandes auch am 2. Termin noch hoch. Diese Tendenz ist an beiden Flächen alle Jahre hindurch zu finden, der verstärkte Druckeinfluß ist auch noch vor der Ernte zu messen.

Literatur

- Borchert, H. (1985): Auswirkungen von Radspuren auf das Bodengefüge. - Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43, 1, 207-212
- Knittel, H. und H. Stanzel (1976): Untersuchungen des Bodengefüges mit Penetrometer und Rammsonde.- Z. f. Acker- und Pflanzenbau 142, 181-193
- Borchert, H. und A. Haisch: zur Auswertung von Bodenwiderstandsmessungen mittels Penetrometer. (In Bearbeitung)
- Raghavan, G. S. V. et.al. (1977): Vehicle compaction patterns in clay soil. - Transactions of the ASAE 20, 218-220.

Vergleich der durch Bodenbildung mit der durch Nutzung als Acker und Grünland entstandenen Bodenverdichtung einer Parabraunerde auf LÖß anhand von Ergebnissen der Druckwiderstandsmessung

von

Burghardt, W. und P. Zimmermann*

1. Fragestellung

Böden weisen infolge der Geo- und Pedogenese aber auch der Nutzungsgeschichte große Unterschiede der Rohdichte auf. Ein verdichteter oder partiell in einigen Horizonten verdichteter Boden kann daher sowohl natürlicher als auch kulturbedingter Bestandteil einer Landschaft sein. Es stellt sich daher die Frage nach der Abgrenzung von natürlichen, landschaftstypischen, geo- und pedogenetisch bedingten Bodenverdichtungen von solchen, die nutzungsbedingt sind.

2. Untersuchungsverfahren

Die Ermittlung der Bodenrohichte erfolgte indirekt mit einem Penetrometer (Fa. Eijkelkamp, Typ Penetrograph Stiboka) bis in 70-80 cm Tiefe im Dezember 1986. Infolge der unebenen Bodenoberfläche bzw. Grasnarbe ist die Tiefe 80 cm nicht voll erreichbar. Im Wald wurde die L- und F-Lage vor der Messung beseitigt. An jeder Meßstelle wurde die Messung 5-6 mal wiederholt. Die Wiederholungen wurden auf einer Linie in Gefällerrichtung und in Abständen von 10 cm durchgeführt. Die Druckwiderstände sind vom Wassergehalt des Bodens abhängig, daher wurden an jeder Meßstelle in Tiefenabständen von 5-15 cm Proben zur gewichtsmäßigen Wassergehaltsbestimmung entnommen.

3. Landschaft und Boden

Die Untersuchungen wurden auf der Lößdecke zwischen Essen und Mülheim (Ruhrgebiet) in Diepenbeck durchgeführt. In diese das Ruhrkarbon überdeckende Lößlandschaft sind tiefe Kerbtäler, die Siepen, eingeschnitten. Die flacheren Geländeteile werden ackerbaulich genutzt. Die Oberhangflächen sind häufig Grünländereien. Die steilen Talhänge sind mit Buchenwäldern bestanden. Vereinzelt größere Bäche in den Siepen weisen schmale Talauen auf. Die Böden werden

*

Angewandte Boden-

kunde/Ökologie, FB 9, Universität - GHS - Essen

auf der Bodenkarte des Landes Nordrhein-Westfalen (1:50.000) Blatt L 4506 - Duisburg als schwach pseudovergleyte Parabraunerden aus schluffigem Lehm ausgewiesen.

4. Nutzung

Es wurde eine Meßpunktlinie mit den Abfolgen Acker mit Grünraps als Zwischenfrucht, Grünlandneuansaat Mitte Mai 1986 (7 Monate alt) und September 1986 (3 Monate alt), altes Dauergrünland (>15 Jahre) sowie eine Meßpunktlinie im Buchenwald bis in die mit 20jährigen hochstämmigen Pappeln bewachsene Aue des Rumbachtales angelegt. Der Acker war nach Gerste in der 2. Julihälfte gepflügt, mit einer Kreiselegge bearbeitet und mit Raps als Zwischenfrucht angesät worden. Der Raps wurde im Herbst abgeweidet. Die Grünlandneuansaat im Mai 1986 erfolgte nach Pflugfurche im Herbst 1985. Zur Ansaat wurde der Boden gekalkt und mit einer Kreiselegge bearbeitet. Die Fläche wurde nicht angewalzt. Im Sommer wurde einmal gemäht und im Herbst geweidet. Die Grünlandneuansaat im September 1986 erfolgte nach der Vorfrucht Weizen. Die Fläche war vor der Saat gepflügt, gegrubbert und mit einer Kreiselegge bearbeitet worden. Auch hier wurde die Saat nicht angewalzt. Das Dauergrünland wurde über 180 Tage des Jahres genutzt.

5. Ergebnisse und Diskussion

Wie aus Abbildung 1 hervorgeht, tritt an jedem der Bohrpunkte ein ähnliches Grundmuster der Tiefenverteilung der Druckwiderstände auf: Einem Maxima im Oberboden folgt ein Abfall, ab 40-60 cm ein erneuter Anstieg, der die Werte des Oberbodens übersteigen kann (Abb. 2). Der Anstieg im Unterboden war bei Parabraunerden zu erwarten. Die Schichten hoher Druckwiderstände sind im Unterboden besonders mächtig (Abb. 1, Säule c). Aus der Tiefenverteilung der Druckwiderstände ergibt sich, daß diese nicht nutzungsbedingt sein können.

Ein Nutzungseinfluß ist für die flacher liegenden Horizonte nicht ausgeschlossen. Im Bereich geringer Druckwiderstände zwischen Ober- und Unterboden nehmen die Druckwiderstände in der Reihenfolge Wald, Acker und Grünlandneuansaat, altes Dauergrünland und Ackervorgewende zu (Abb. 1, Säule b).

Eine Zone hoher Druckwiderstände fehlt im Oberboden nur in der Aue (Abb. 2 c). Zwischen den übrigen Meßpunkten weist das Druckmaxima im Oberboden starke Abweichungen hinsichtlich Stärke, Tiefenlage und Schichtmächtigkeit auf. Im Wald ist bei unterschiedlicher Wi-

derstandshöhe die Schichtmächtigkeit gering. Pflugsohlen und die unterschiedliche alters-, bearbeitungs- und nutzungsbedingte Setzung der Krume zeichnet sich im Acker, Ackervorgewende und in den Grünlandneuansaat deutlich ab. Wie die Höhe und Schichtmächtigkeit der Durckwiderstandsmaxima zeigen, ist das Dauergrünland von allen untersuchten Standorten am stärksten verdichtet (Abb. 2 b). In den oberen 2 bis 5 cm sind die Druckwiderstände an jedem Standort vergleichsweise gering. Die Abfolge ist Grünlandneuansaat, Aue < Dauergrünland, Wald < Acker.

Im Wald und beim Dauergrünland streuen die Parallelmessungen teils stark. Infolge der ungestörten Entfaltung der Aktivität der Bodenorganismen, aber auch der Lockerung und Verdichtung durch Wurzelbewegungen der Bäume treten in vertikaler wie auch horizontaler Richtung stark wechselnde Druckwiderstände auf (Abb. 2 c - Waldprofile, Abb. 2 b - Grünlandprofile).

Die Druckwiderstände weisen negative Beziehungen zum Bodenwassergehalt auf: Minima und Maxima der Druckwiderstände entsprechen Maxima und Minima der Wassergehalte, was besonders bei Pflugsohlen deutlich wird.

Zusammenfassung

Unterschiedliche Nutzungsformen führen zu verschiedenen Mustern der Druckwiderstandsverteilung in Böden, wie anhand von Acker-, Grünlandneuansaat-, Dauergrünland- und Waldflächen gezeigt werden konnte. Eine Kennzeichnung des Verdichtungszustandes von Böden wird durch den Vergleich verschiedener Nutzungsformen erleichtert und ermöglicht eine Abgrenzung von natürlichen, landschaftstypischen, geo- und pedogenetisch bedingten Bodenverdichtungen von solchen, die nutzungsbedingt sind. Zur Differenzierung von Bodenverdichtungen war weniger die absolute Höhe der Druckwiderstände, sondern deren Schichtmächtigkeit und Tiefenlage geeignet.

Abb. 1: Verteilung der Druckwiderstände

- a Mittel höchster Druckwiderstände in 0-40 cm u. GOK
- b Mittel geringster Druckwiderstände in 30-70 cm u. GOK
- c Mittel höchster Druckwiderstände in 30-70 cm u. GOK

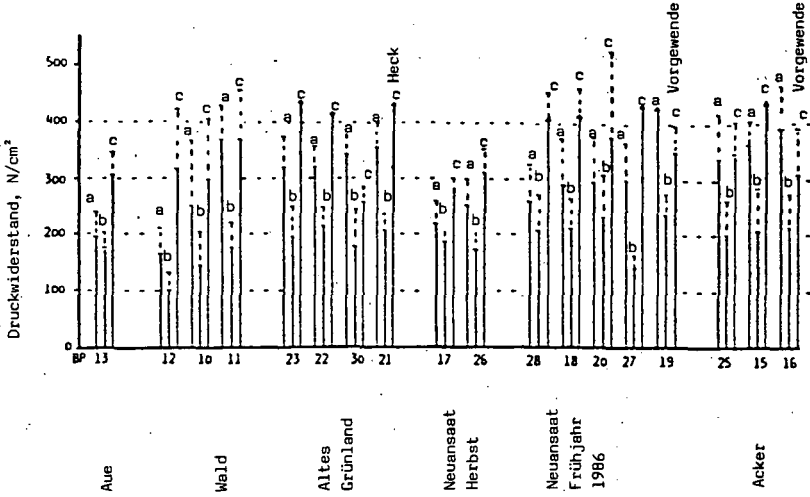


Abb. 2a: Druckwiderstands- und Wassergehaltskurven

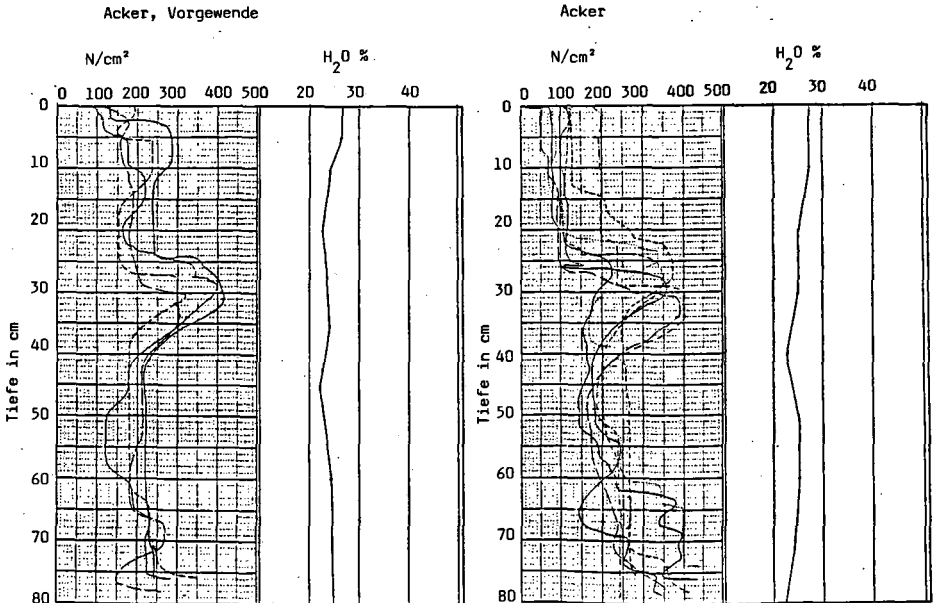


Abb. 2b: Druckwiderstands- und Wassergehaltskurven

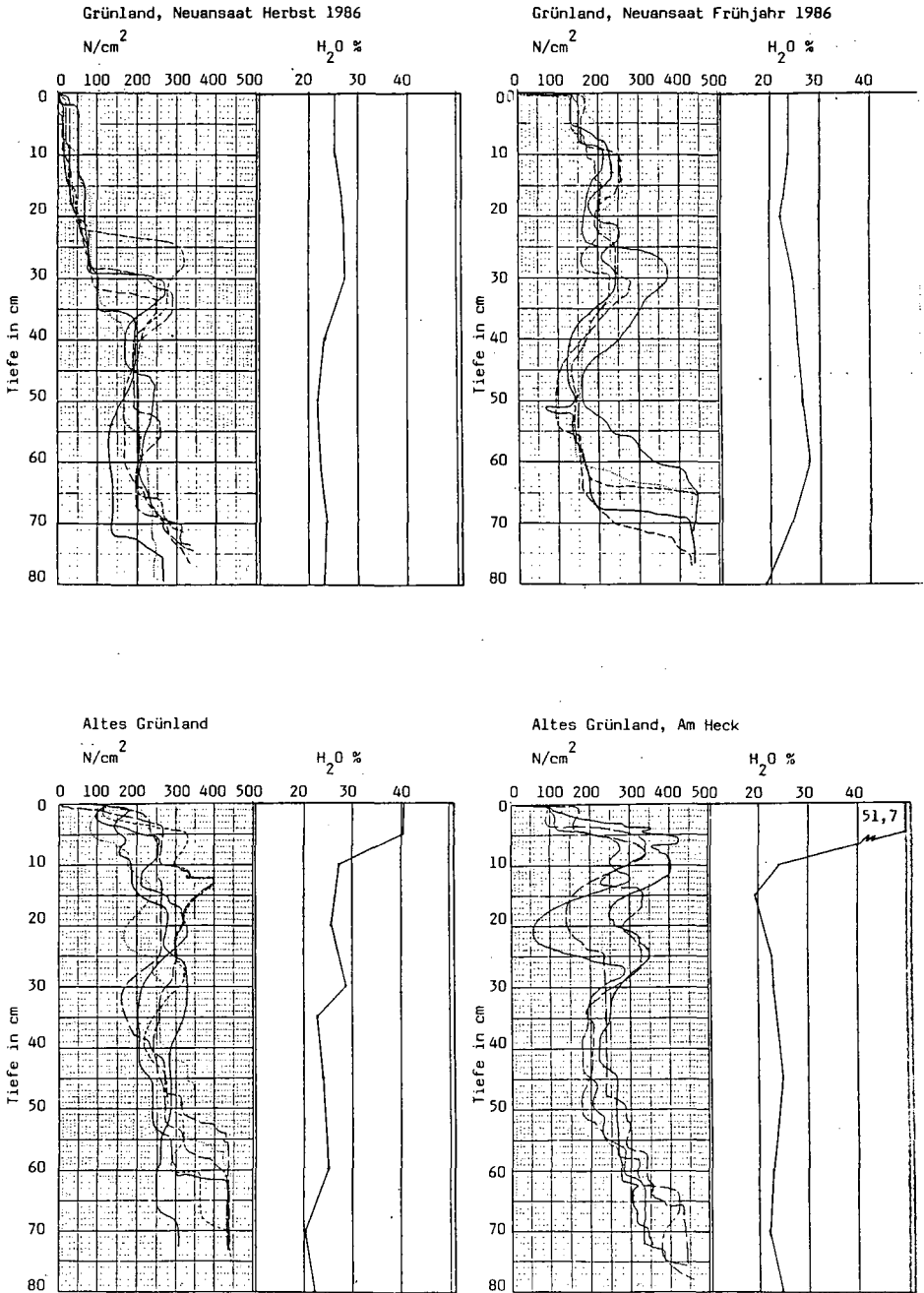
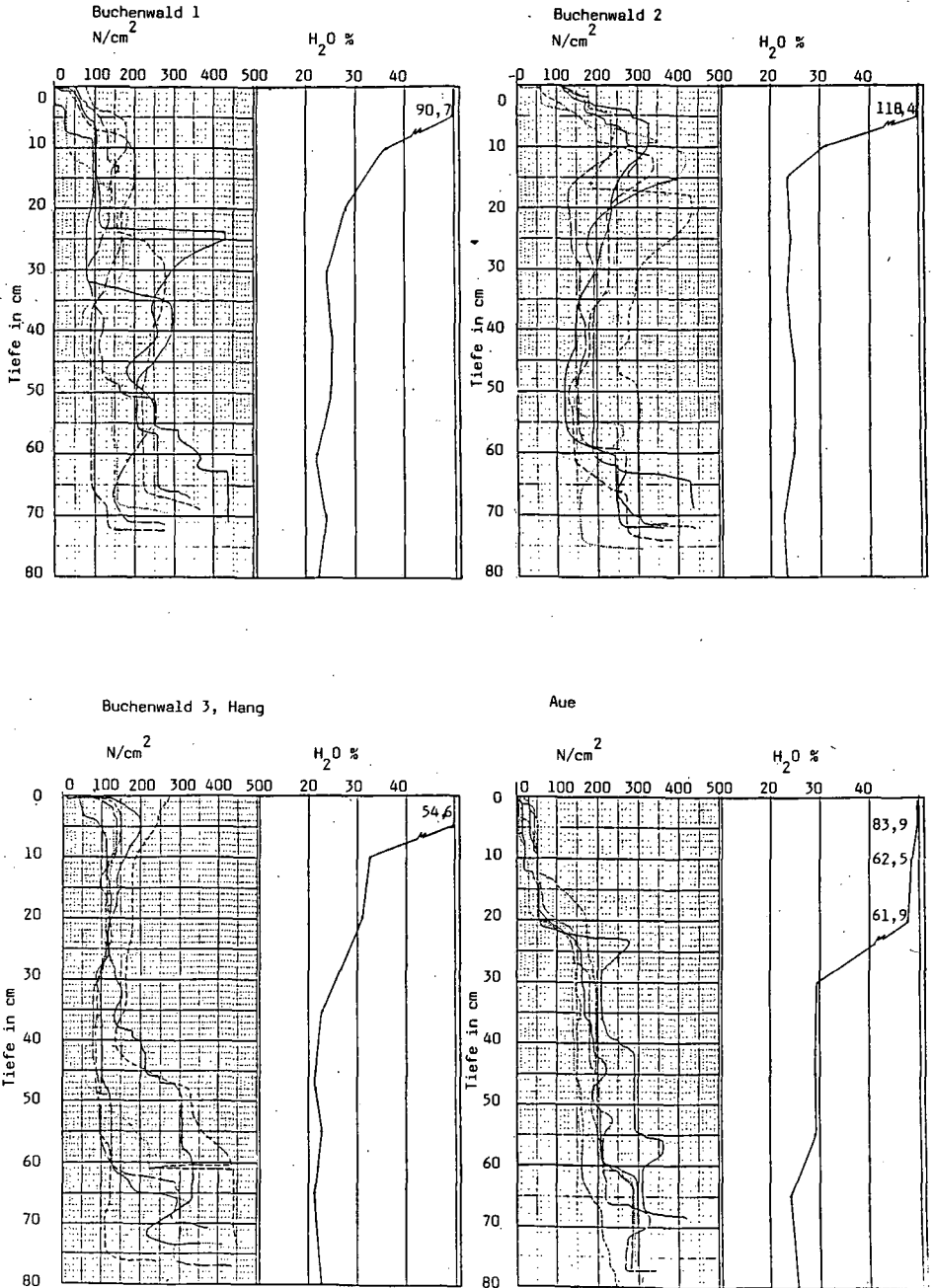


Abb. 2c: Druckwiderstands- und Wassergehaltskurven



Bodenansprache und -beurteilung im Gelände für die landwirtschaftliche Bodennutzung

von
Diez, Th.*

Um der Praxis bodenkundliches Grundwissen zu vermitteln und für den Integrierten Pflanzenbau nutzbar zu machen, wurden an der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau 2 Formblätter zur Boden- und Gefügebeurteilung entwickelt. Im Hinblick auf den anzusprechenden Personenkreis (Pflanzenbauberater, aufgeschlossene Landwirte) wird bei der Bodenansprache auf Feinheiten verzichtet und werden nur die Merkmale und Eigenschaften erfaßt, die sich im Feld leicht erkennen oder abschätzen sowie acker- und pflanzenbaulich interpretieren lassen.

Das Formblatt Bodenbeurteilung im Feld (sh. Anlage 1) wird seit 2 Jahren in Lehrgängen zur Standortbeurteilung für Landwirtschaftsberater verwendet. Als Hilfen zur Profilbeschreibung und zur Schätzung der Eigenschaften dienen die entsprechenden Richtlinien der Kartieranleitung (1). Die Hinweise für die Bewirtschaftung leiten sich aus der Bodenansprache ab und berücksichtigen die vorliegenden Bewirtschaftungs- und Versuchserfahrungen. Beispiele für eine standortgerechte Bodenbeurteilung geben die Merkblattserie der Bayerischen Landesanstalt "Boden und ihre Nutzung" (2) bzw. die Artikelserie "Unsere Böden" in der dlz (3).

Eine praxisgerechte Gefügebeurteilung im Feld hat zu entscheiden, ob Wachstumsstörungen auf Strukturschäden zurückzuführen sind, welche Bearbeitungsmaßnahme zu treffen ist und mit welchem Erfolg die Bearbeitung durchgeführt wurde. Eine solche Methode war die von Görbing (4) entwickelte Spatendiagnose, auf die das vorliegende Schema aufbaut.

Die Grundlage für das Formblatt zur Gefügebeurteilung, Anlage 2, bildet das Beurteilungsschema Anlage 3.

*) Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau,
Menzingers Straße 54, 8000 München 19

Eine vollständige Gefügebeurteilung umfaßt die Beurteilung der Bodenoberfläche, der bearbeiteten Schicht (zweckmäßigerweise unterteilt in Ober- und Unterkrume), des oberen (Pflugsohle) und des tieferen Unterbodens und stützt sich auf die Gefügeform und sonstige Merkmale, die zum Pflanzenwachstum in Beziehung stehen.

Wie die Gefügeformen und sonstigen Merkmale zu bewerten sind, ergibt sich aus ihrer Stellung unter der Bewertungsliste im Kopf des Schemas.

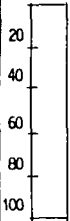
In das Formblatt zur Gefügebeurteilung werden nur die Bewertungsziffern eingetragen, bei der Krume zusätzlich die geschätzten %-Anteile der Gefügeformen. Aus dem Produkt beider und der Produktsomme errechnet sich die Gefügenote.

Eine Gefügebeurteilung sollte sich nie auf einen einzelnen Spatenstich beschränken, sondern mehrmals wiederholt werden. Entsprechenden Eintragungen ist der Raum unter den Ziffern I-IV vorbehalten. Eine genauere Anleitung mit Abbildungen der wichtigsten Gefügeformen und gefügerelevanten Merkmale ist in Vorbereitung.

Literatur:

1. N.N. (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. - Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde der geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
2. N.N. (1984/85): Böden und ihre Nutzung. - Merkblattserie der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Nr. 1 - 49
3. Diez, Th. und Weigelt, H. (1985-1987): Unsere Böden. - dlz Nr.2/85 -2/87, BLV-Verlag, München
4. Görbing, J. (1947): Die Grundlagen der Gare im praktischen Ackerbau. - Bd. 1, Landbuch-Verlag GmbH, Hannover

Standort (Betrieb, Ort, Schlag, Frucht, Datum):

1. Profilbeschreibung		3. Hinweise für die Bewirtschaftung						
Horizont 	Tiefe cm	Boden- art	Bodentyp:	Nutzungseignung				
		Ausgangsmaterial:		Schwächen				
		We (cm):		Empfehlungen für die Bearbeitung				
		Bodenschätzung:		Krumentiefe Unterbodenlockerung Zeitpunkt Sonstiges				
2. Eigenschaften		Empfehlungen für die Düngung						
Hori- zont	Tiefe cm	Humus %	Kalk %	Ton %	AK mval	LK %	nFK mm	Kalkung pH-Ziel Spurenelementdüngung N-Düngung Organische Düngung
							nFK/We	Empfehlungen für die Düngung
							nFK/We	Meliorationsmaßnahmen
Bewertung:		s.gering	gering	mittel	hoch	s.hoch		Erosionsgefährdung
AK* (mval/100 g Bod.)		< 3	4- 8	9-14	15-22	> 22		K-Wert
LK = (Luftkapazität (%))		< 3	3- 7	8-12	13-17	> 17		
nFK = nutz. Feldkapaz. We		< 50	50-90	90-140	140-200	> 200		
*) AK = Austauschkapazität (Ton 0.5, Humus 2.0 mval/%)								

Standort (Betrieb, Ort, Schlag, Frucht, Datum):

Bodenoberfläche
 Beschreibung Bewertung: (1= sehr günstig, 5= sehr ungünstig)

Krumme (0 - cm) gegebenenfalls		Oberkrume, OK (0 - cm)					Unterkrume, UK (- cm)					Wassergehalt: trocken - frisch - feucht									
Gefügeform	Kohärent (Einzelkorn)	Krümel					Bröckel					Polyeder (Prismen, Platten)					Note (Produktsumme : 10)				
		I	II	III	IV	Ø	I	II	III	IV	Ø	I	II	III	IV	Ø					
Oberkrume	%-Anteil/10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Bewertung	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Produkt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Unterkrume	%-Anteil/10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Bewertung	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Produkt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sonst. Merkmale		Durchwurzelung					Durchlüftung					Ernterückstände					Röhren				
		I	II	III	IV	Ø	I	II	III	IV	Ø	I	II	III	IV	Ø	I	II	III	IV	Ø
Bewertg. O.Krumme		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
U.Krumme		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Pflugsohle (- cm)		Wassergehalt: trocken - frisch - feucht																			
Merkmale	Übergang Krumme/U.Boden	Gefügeform					Makroporen					Durchwurzelung									
		I	II	III	IV	Ø	I	II	III	IV	Ø	I	II	III	IV	Ø					
Bewertung		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Bemerkung:

(Befund, Bearbeitungsempfehlung)

Gefügebeurteilung im Feld, LBP / Diez 1986

Gefügebeurteilung im Feld - Beurteilungsschema

Bewertung		1					2					3					4					5																																																						
		günstig																									ungünstig																																																	
Bodenoberfläche		je nach Anforderung rauh bis fein; Makroporen und Einzelaggregate erkennbar, Wurmkot																									Grobporen fehlen; Aggregate verwaschen, verschlämmt; Entmischung; Krusten																																																	
Krume		nicht aggregiert																									k o h ä r e n t (Einzelkorngefüge bei sandigen Böden)																																																	
Gefügeform		locker zusammenhängend, porös, bei Druck leicht zerfallend																									fest zusammenhängend, dicht gelagert, kaum (keine) Makroporen																																																	
		aggregiert																									Krümelgefüge																									Bröckelgefüge																								
		porös, locker, feinaggregiert																									unscharf begrenzte, poröse Aggregate bei leichtem Druck fein zerfallend																																																	
		aggregiert																									Polyedergefüge (Prismengefüge, Plattengefüge)																																																	
		scharfkantige, glattflächige, ± dichte Aggregate s. fein < 0,2; fein 0,2-0,5; mittel 0,5-3; grob > 3cm																																																																										
Sonstige Merkmale		Durchwurzelung																									gleichmäßig, hohe Wurzeldichte kein Wurzelstau																									ungleichmäßig (fehlend), Wurzelfilz auf Klüften, geknickte Wurzeln																								
		Durchlüftung																									gleichmäßig (braune) Farbe, keine Rost- und Grauflecken, erdiger Geruch																									Rost- und Grauflecken (Reduktionszonen), Geruch faulig, stinkend																								
		Ernterückstände																									in Rotte oder weitgehend abgebaut (Jahreszeit berücksichtigen)																									rel. frisch, "einzementiert", ungleichmäßig verteilt ("Matratzen"), verpilzt																								
		Röhren																									zahlreiche Röhren (Wurm- oder Wurzelröhren)																									weniger oder keine Röhren																								

Anlage 3 (Fortsetzung)

Bewertung	1 2 3 4 5				
	g ü n s t i g			u n g ü n s t i g	
Unterboden	Übergang Krume/Unterboden	allmählich		abrunder Wechsel von locker-porösem zu kohärent-dichtem Gefüge	
Oberer Unterboden	Gefügeform	poröses Aggregat-, Einzelkorn- oder Kohärentgefüge		dichtes Kohärentgefüge, plattiges Gefüge (Pflugsohlen)	
(Pflugsohle)	Makroporen	zahlreiche Wurm- und Wurzelröhren, Klüfte		keine erkennbaren Makroporen	
	Durchwurzelung	gleichmäßig durchgehende Wurzeln, kein Wurzelstau		Wurzelstau an der Obergrenze, Wurzeln nur auf wenigen Klüften, "Beinigkeir"	
Tieferer Unterboden (genetisch bedingt)	Gefügeform	poröses Aggregat-, Einzelkorn- oder Kohärentgefüge		dichtes Kohärentgefüge, Grobpolyeder-, Prismen- oder Plattengefüge	
	Durchwurzelung	gleichmäßige, tiefreichende Durchwurzelung		Wurzeln auf grobe Klüfte beschränkt, nach unten rasch abnehmend, wurzelleere Zonen	
	Durchlüftung	gleichmäßig braun		rost- und grauflechtig (Nässe, Luftmangel)	

Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur
u.-Pflanzenbau - Diez 1986

Bodenkarten von Niedersachsen als Planungsträger.
Auswertung digitaler Dateien.

von

W. Eckelmann, H.-J. Heineke u. S. Langner *

1. Einleitung

Um den modernen Anforderungen an den Bodenschutz Rechnung tragen zu können, sind flächendeckende und umfassende Informationen über den Boden und seine Eigenschaften zur Verfügung zu stellen. Die Bodenkarten von Niedersachsen stellen in diesem Sinne Informationsbanken dar, die, digital aufbereitet, Teil eines integrierten Informationssystems werden sollen. Dieses bodenkundliche Informationssystem soll uns in die Lage versetzen, z. B. über die Erstellung von Auswertungskarten anstehende Fragen zu beantworten und damit den Planungsträgern geeignete Unterlagen als Entscheidungshilfen zur Verfügung zu stellen. Im folgenden werden am Beispiel der drei wichtigsten Kartenwerke der bodenkundlichen Landesaufnahme von Niedersachsen Möglichkeiten digitaler Auswertung gezeigt.

2. Die Bodenkarte auf der Grundlage der Bodenschätzung

1:5 000 (DGK5B)

Die Bodenkarte auf der Grundlage der Bodenschätzung i. M. 1:5 000 ist das Basiskartenwerk des NLFb. Im Hintergrund stehen eine graphische Datei für die Grenzen der Reichsbodenschätzung und die Lagepunkte der bestimmenden Grablöcher sowie eine alphanumerische Datei für die fachbezogenen, entsprechend der modernen bodenkundlichen Terminologie überarbeiteten und im Gelände überprüften, Inhalte dieser Grablöcher. Die digitale Auswertung für Planungszwecke greift auf beide Dateien zurück und ermöglicht den Auszug von Teilinformationen. Die Grenzföhrung entspricht dem Grenzverlauf der Reichsbodenschätzung; morphologische Aspekte werden daher nur begrenzt berücksichtigt. Deshalb eignen sich Auszüge aus diesen Dateien vor allem für die Weiterverarbeitung im Bereich der angewandten Bodenkunde.

Auswertungsbeispiele: Staunasse Böden,
grundwasserbeeinflusste Böden

* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

3. Die Bodenkarte von Niedersachsen 1:25 000 (BK25)

Für die Bodenkarte von Niedersachsen i. M. 1:25 000 werden graphische Datei und alphanumerische Flächeninhaltsdatei ebenfalls getrennt gehalten und für Auswertungszwecke verknüpft. Sie bauen inhaltlich auf den Dateien der Bodenkarte auf der Grundlage der Bodenschätzung i. M. 1:5 000 auf. Das Verknüpfen mit fachfremden Daten ist vorgesehen und zum Teil realisiert. Anders als bei der Bodenkarte auf der Grundlage der Bodenschätzung sind in diesem Kartenwerk die Grenzen den im Gelände vorgefundenen morphologischen Formen angepaßt. Bis zur Entwicklung geeigneter Generalisierungsprogramme wird das Entwerfen morphologisch begründeter Grenzen allerdings manuell ausgeführt. Wegen der naturnahen Grenzföhrung eignen sich Auswertungskarten in diesem Maßstab für die Beantwortung einer großen Anzahl planungsbedeutsamer Fragestellungen. Auswertungsbeispiele mit Angaben über staunasse Böden, flachgründige Böden, potentiell erosionsgefährdete Böden und Böden in Auenlage können in der Landschaftsplanung und im Rahmen des Bodenschutzes Verwendung finden.

4. Die Bodenkundliche Standortkarte 1:200 000 (BSK200)

Die Bodenkundliche Standortkarte i. M. 1:200 000 ist entsprechend dem Maßstab für landesweite Planungen konzipiert. Da ausreichend genaue bodenkundliche Kartierungen von Niedersachsen flächendeckend nicht vorliegen, wurde dieses Kartenwerk aus den insgesamt verfügbaren Unterlagen unter Berücksichtigung allgemeingültiger geowissenschaftlicher Erkenntnisse entwickelt. Eine direkte Verbindung mit den größermaßstäblichen Karten ist derzeit nicht gegeben, wird aber im Zuge einer ständigen Fortschreibung der Bodenkundlichen Standortkarte angestrebt. Aus diesem Grund wird das Kartenwerk derzeit digitalisiert. Neben der graphischen Datei entsteht die als Generallegende entworfene alphanumerische Datei.

Auswertungen greifen wie bei den größermaßstäblichen Karten auf beide Dateien durch Verknüpfung. Darüber hinaus ist gleichfalls Verschneidung mit fachfremden Informationen vorgesehen. Die hier gezeigten Beispiele stellen Themen dar, die für landesweite Planungen Bedeutung haben können.

Auswertungsbeispiele: Potentielle Erosionsgefährdung durch
Wind und Wasser,
staunasse Böden,
Moore,
grundwassernahe Böden der ebenen
Geest

Bodenhydrologische Untersuchungen und Kartierungen als Grundlage zur
Wiederherstellung eines Auenverbundes

von
Ernstberger, H. +)

1. Auenverbund

Auen sind diejenigen Flächen entlang eines Fließgewässers, die wenigstens bei extremem Hochwasser noch überschwemmt werden. Die Vegetation und die Böden der Auen werden wesentlich durch die Höhe des Grundwasserstandes geprägt.

Der auf die Intensivierung der Landnutzung in den Auen ausgerichtete Gewässerausbau hat zu einer Entkopplung der Gewässer von ihrer charakteristischen Tallandschaft geführt. Der Auenbereich wurde mehr oder weniger stark aus dem Gewässerregime herausgenommen, um Siedlungen und Ackerbau zu ermöglichen. Die Zerschneidung und Zurückdrängung ursprünglich großflächig vorhandener feuchter und nasser Lebensräume durch Verkehrswege, Siedlungen, Industrieanlagen und landwirtschaftlich intensiv genutzter Flächen führt zu einer Verinselung dieser "Feuchtgebiete". Isoliert geschützte Landschaftsteile müssen durch die Schaffung von Verbundsystemen gleichartiger Biotope in ihrem Wert gesteigert werden (MADER 1985). Nur so läßt sich ein langfristiger Schutz von naturnahen Lebensräumen verbessern.

Neben den Bestrebungen von Biotopverbundsystemen hat ein Auenverbund noch folgende Ziele:

- Schaffung von natürlichen Hochwasser-Retentionsräumen,
- Ausgleich von Abflußextremen in den Vorflutern (Erhöhung des Mittel- und Niedrigwassers, Erniedrigung der Hochwässer),
- Qualitativer Schutz des oberflächennahen Grundwassers,
- Speicherung von Grundwasser.

Diese zusätzlichen Aufgaben eines Auenverbundes fördern und unterstützen die Schutzziele biotischer Systeme.

2. Beispiel "Auenverbund Wetterau"

Mit Wirkung vom 22.01.1985 wurden Teile der Auen der Wetter, Horloff, Nidder, des Seemenbaches und der Nidda als zukünftiges Landschaftsschutzgebiet "Auenverbund Wetterau" einstweilig sichergestellt (s. Abb. 1).

+ Institut für Mikrobiologie und Landeskultur - Landeskultur - der Universität Gießen, Senckenbergstr. 3, D-6300 Gießen

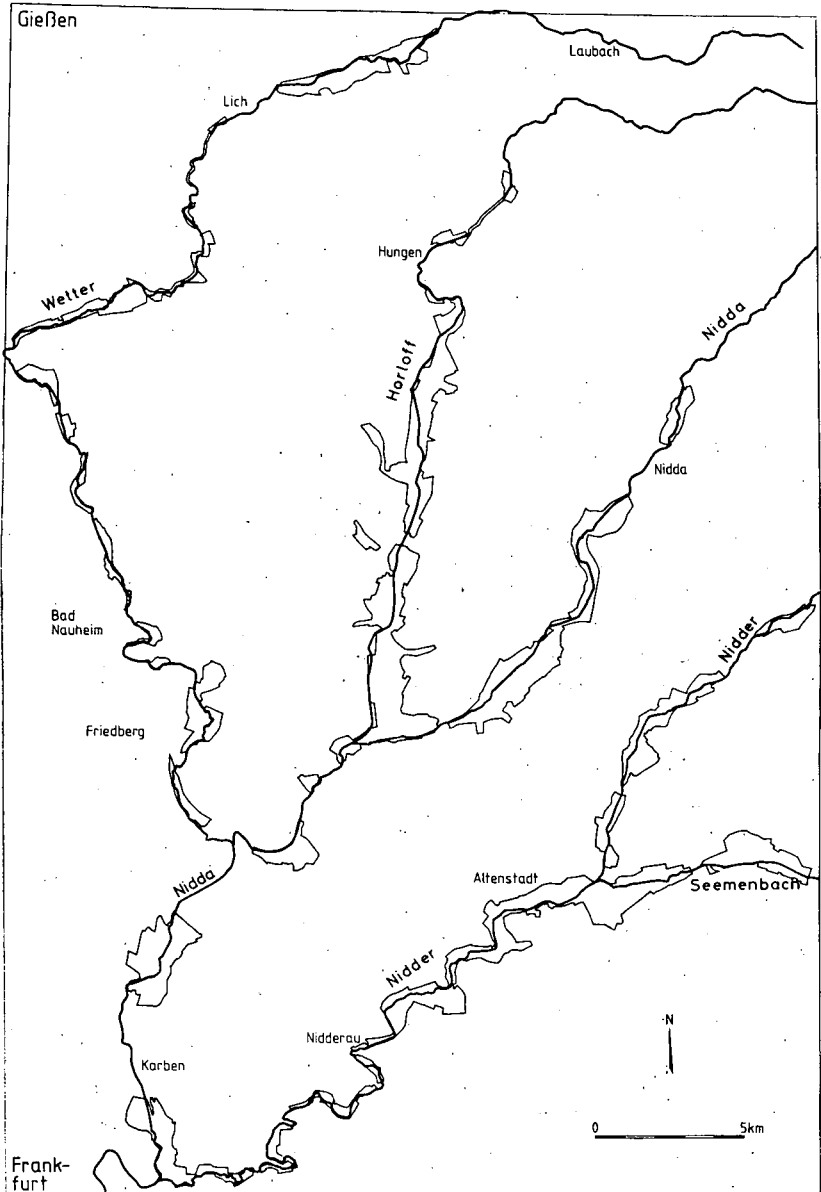


Abbildung 1: Lage des einstweilig sichergestellten Landschaftsschutzgebietes "Auenverbund Wetterau" (SE von Giessen).

Rechtskräftig ausgewiesene Naturschutzgebiete umfassen bereits 926 ha, rd.15 % der Fläche. Darüberhinaus erfolgt eine vorläufige innere Gliederung der Verbundfläche in sog. "Kernzonen", die sich auf Naß- und Feuchtareale konzentrieren, ohne diese jedoch vollständig zu erfassen. Die durchgeführten Untersuchungen erstreckten sich insbesondere auf:

- Erfassung der Standortverhältnisse und deren Wertung im Hinblick auf sich ergebende, ökologisch sinnvolle Nutzungsformen bzw. im Hinblick auf die Wiederherstellung einer Auensituation,
- Abgrenzung und Ausscheiden von Flächen unterschiedlicher naturräumlicher Ausstattung,
- Vorschläge bzw. Hinweise auf Erhaltungs-, Sicherungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen für heutige bzw. dem Schutzzweck entsprechende Nutzungsformen.

2.1 Bodenhydrologische Kartierung und Nutzungseignung

Eigene bodenhydrologische Untersuchungen wurden in Gebieten durchgeführt, wo keine amtliche Bodenkarte vorliegt. Sowohl die selbstkartierten Bodeneinheiten als auch die nach dem Kartierschema eingeordneten Bodentypen der amtlichen Karten wurden in 32 Karten im Maßstab 1 : 10 000 eingetragen. Der im Gelände kartierte Bodentyp, der in der Aue wesentlich durch die mittleren ungestörten Grundwasserverhältnisse geprägt wurde, wird zum aktuellen Grundwasserstand in bezug gesetzt. Korrespondieren die vom Grundwasser geprägten Horizonte des Bodens am Standort und die gegenwärtigen Grundwasserverhältnisse, so handelt es sich vom Wasserhaushalt her um intakte Auenbereiche. Für diese läßt sich aufgrund des Bodentyps die natürliche Nutzungseignung feststellen. Bei veränderten Grundwasserbedingungen sind nicht die reliktsch noch vorliegenden Bodentypen ausschlaggebend für die Nutzungseignung, sondern die jetzt herrschenden Grundwasserverhältnisse.

In Anlehnung an die Bodenkundliche Kartieranleitung läßt sich für jede bodenhydrologische Einheit die Nutzungseignung angeben (s. Tabelle 1), wobei davon abweichend Hochwasserüberschwemmungsgebiete und Hochwasserrückhaltebecken aus ökonomischen und ökologischen Gründen generell als Grünlandnutzung auszuweisen sind.

2.2 Innere Gliederung des "Auenverbund Wetterau"

- Hochwasserüberschwemmungsflächen

Rund 3/4 der Verbundfläche werden mehr oder weniger regelmäßig überschwemmt (Hess. Min. f. Landwirtschaft u. Forsten 1968). Neben einer Neufestsetzung der aktuellen Überflutungsflächen könnte eine weitere Untergliederung in häufig (im Durchschnitt jährlich) und seltener überschwemmte (ca. alle 5 - 10 Jahre) Flächen sowie in nur bei extremen Ereignissen überflutete Bereiche von Nutzen sein.

Tabelle 1: Natürliche Nutzungseignung der bodenhydrologischen Einheiten

BODEN-/KARTIEREINHEITEN	NUTZUNGSEIGNUNG
Niedermoor, z.T. schwach kolluvial überdeckt	keine landwirtschaftliche Nutzung möglich oder nur gelegentliche Wiesenutzung
Anmoorgley, z.T. schwach kolluvial überdeckt	
Naßgleye Gley- Pseudogleye, Pseudogley-Gleye	extensive Wiesenutzung
Gleye, Hanggleye Pseudogleye	intensive Wiesenutzung, Weidenutzung bedingt möglich
Gley-Kolluvien, Kolluvium-Gleye Gley-Auenböden, Auenböden-Gleye	intensive Weidenutzung, Acker- nutzung bedingt möglich
Braune Auenböden Kolluvien Weitere terrestrische Bodentypen	intensive Ackernutzung möglich

Des öfteren überschwemmte Flächen haben Auswirkungen auf die ökologische Vielfalt der Auen und sollten entsprechend als Grünland genutzt werden. Die darüberhinaus bei Extremhochwässern überfluteten Gebiete (alle 50 bis 100 Jahre) lassen kaum eine Bereicherung der ökologischen Situation erwarten. Diese Flächen könnten auch von der geforderten strikten Grünlandnutzung ausgeschlossen werden.

- Naßflächen

In Abhängigkeit von der Mesomorphologie bleiben die am tiefsten gelegenen Flächen am längsten überflutet. Sie haben in der Regel (unter ungestörten Verhältnissen) auch den höchsten Grundwasserstand. Diese Naßflächen (oft verlandete Fluß- und Bachläufe) machen etwa 10 % des LSG "Auenverbund Wetterau" aus. Sie sollten soweit wie möglich aus der Nutzung genommen oder allenfalls für einen späteren Wiesenschnitt (Juli) freigegeben werden. Niedermoore und Anmoorgleye, die verbreitet in diesen Arealen vorkommen, lassen sich ohnehin aufgrund des hohen Humusgehaltes an der Bodenoberfläche nur schwer mit den heutigen landwirtschaftlichen Maschinen bewirtschaften. Falls dennoch eine Nutzung angestrebt wird, sind bodenschonende Ernteverfahren (ggf. Pflègemaßnahmen) notwendig. Zudem bedürfen diese Areale einer witterungsabhängigen Nutzung. In Naßjahren bei ständig hohem Grundwasserstand sollten sie überhaupt nicht befahren werden.

- Feuchtflächen

Naturgemäß befinden sich die Feuchtbereiche benachbart zu den Naßstandorten. Insgesamt haben sie eine große Verbreitung (rd. 50 % der kartierten Böden). Intakte Gleystandorte sind durch eine hohe Ertragssicherheit gekennzeichnet. In Trockenjahren bilden sie die Futterreserven für den landwirtschaftlichen Betrieb. Eine ökologisch betriebene Nutzung der Feuchtflächen muß ebenfalls die Höhe des Grundwasserstandes bei der Bewirtschaftung beachten. Ähnlich wie bei den Naßstandorten ist auch für die Feuchtflächen eine Anpassung der Grünlandwirtschaft an die Bodenverhältnisse unter Berücksichtigung ökologischer Anforderungen notwendig (Stichworte: Nährhythmus, Düngung, Vermeidung von Neuansaat). Dies hat allerdings häufig eine Extensivierung mit dementsprechenden ökonomischen Konsequenzen zur Folge.

- Flächen mit für die landwirtschaftliche Nutzung ausgeglichenem Bodenwasserhaushalt

Als ackerfähig sind frische und relativ zu Naß- und Feuchtflächen trockenere Standorte anzusehen, die nicht im Hochwasserüberflutungsbereich liegen. Somit kommen vor allem Talrandflächen in Betracht, auf denen hauptsächlich Kolluvien oder andere terrestrische Bodentypen vorkommen. Um einer Belastung der Naß- und Feuchtflächen der Täler mit Nährstoffen von den Hängen bzw. aus ackerbaulich genutzten Seitentälern vorzubeugen, sollten diese trockenen Standorte einer extensiven Ackernutzung unterworfen oder durch Gehölzstreifen oder Raine ausreichend gegen die feuchten Lagen abgegrenzt werden. Erosionen von mehr oder weniger geneigten Hängen sollten ebenfalls auf diese Weise verhindert werden.

3. Renaturierungsmaßnahmen in einem Auenverbund

Eine Renaturierung von Auenbereichen mit verändertem Wasserhaushalt läßt sich durch Anhebung des Grundwasserspiegels erreichen. Dabei sind sowohl aufwendige technische Verfahren (z.B. Rückbau von Fluß- und Bachläufen, Neu- bzw. Wiederanlage von Gräben zur Grundwasseranreicherung) als auch geringfügigere Maßnahmen (Unterlassung der Grabenräumung, Extensivierung der Nutzung) denkbar. Renaturierungen von Flächen sollten vor allem dort vorgenommen werden, wo intakte Kernzonen an Bereiche mit verändertem Wasserhaushalt angrenzen. Je nach Topographie und Bodenart wirken dortige Grundwasserabsenkungen unterschiedlich weit in die Kernzonen hinein (vgl. KUNTZE u. EGGELSMANN 1981).

Ein großer Teil der Flächen im Auenverbund läßt sich dadurch renaturieren, daß Naß- und Feuchtareale aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen oder nur noch als extensives Grünland bewirtschaftet werden. Solche Maßnahmen ziehen in der Regel nach sich, daß Instandsetzung und Unterhaltung von Entwässerungseinrichtungen (Nebenvorfluter, Sammler und Sauger von Graben- oder

Rohrdränung) nicht mehr erforderlich sind. Auf diese Weise ist der ursprüngliche Charakter einer Auenlandschaft am effektivsten und raumwirksamsten wiederherzustellen.

Literatur

HESS. MIN. F. LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1968): Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan Nidda. Wiesbaden.

KUNTZE, H. u. R. EGGELSMANN (1981): Zur Schutzfähigkeit nordwestdeutscher Moore. Telma 11, S. 197 - 212.

MADER, H.-J. (1985): Die Verinselung der Landschaft und die Notwendigkeit von Biotopverbundsystemen. In: LÖLF-Mitteilungen 4, S. 6 - 14.

Die bodenkundliche Kartierung in der Bundesrepublik als Grundlage für ein Bodeninformationssystem

von

Finnern, H., *)

In der Bundesrepublik Deutschland sind die Geologischen Landesämter bzw. in Hessen und Niedersachsen die Ämter für Bodenforschung mit der bodenkundlichen Kartierung/Landesaufnahme betraut.

Diese amtliche hoheitliche Aufgabe erfolgt von den einzelnen Bundesländern autonom und mit unterschiedlicher Priorität, dennoch gemäß Vereinbarung nach gleichem Grundkonzept nach einer pedogenetischen Systematik.

Die Anleitung für die Bodenkartierung, die Ansprache der Böden und die Darstellung in der Bodenkarte sind in der Bodenkundlichen Kartieranleitung, 3. Auflage - kurz KA 3 - festgelegt.

Darüberhinaus entstehen beispielsweise durch Hochschulinstitute zusätzliche bodenkundliche Spezialaufnahmen durch Diplom- oder Promotionsarbeiten meist in Form von großmaßstäbigen Karten.

In letzter Zeit sind darüberhinaus auch bodenkundliche Kartierungen durch besonders ausgebildete Bodenkundler aus Privat-Büros - in enger Fühlungnahme mit den staatlichen Ämtern - durchgeführt worden.

*) Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein, Mercatorstr. 7,
2300 Kiel 21

Ein Problem der Bodenkartierung liegt in der Rechtsunsicherheit in der Geländeaufnahme. Anders als bei dem Geologen, der nach dem Lagerstättengesetz zum Betreten der Flächen berechtigt ist, hat der Bodenkundler eine derartige Absicherung durch o.a. Gesetz, noch durch Waldgesetz, Landschaftspflegegesetz, Bodenschutzverordnung oder dergl. nicht. Hier sind entsprechende Überlegungen bereits angestellt. Weiterungen sind zu schaffen, besonders bedeutsam, weil diese Frage heute viel sensibler ist als noch vor Jahren !

Aus den Vorinformationen (z.B. Karten, Luftbilder, Gutachten, Berichte, Daten der Reichsbodenschätzung) und aus der eigentlichen Geländeaufnahme - der bodenkundlichen Kartierung - ergeben sich eine Fülle von Erkenntnissen über die Böden. Diese werden z.T. zusätzlich durch weitere Daten, u.a. durch bodenphysikalische und bodenchemische Analysenwerte angereichert und stellen so einen großen Informationswert dar. Diese Daten gehen vielfältig in die Bodenkarten ein, aber es bleiben Informationen zurück, die als Informationsgrundlagen hilfreich sein können.

Die modernen - aus der vorgenannten Aufnahme entstandenen - Bodenkarten dienen in erster Linie praktischen Belangen (z.B. für Raumordnungsplanungen, Landesplanung, Nutzungsplanung und für alle Fragen des Bodenschutzes). Sie sind - bei gleichem Maßstab z.B. 1 : 25 000 - in der Bundesrepublik weitestgehend gleich in der Klassifikation, in der Farbgebung, in der Darstellung, unterschiedlich dagegen im Umfang der Legenden, z.T. tabellenartig, Darstellung verschiedener Bodenkennwerte, Auswertung von Labordaten, mit oder ohne Erläuterungen und verfügen - wie in Niedersachsen - zusätzlich zur Bodenkarte noch über Auswertungskarten.

Wie ist nun der Stand der Bodenkarte 1 : 25 000/ 1 : 50 000 in der Bundesrepublik ?

Tabelle: Gedruckte Bodenkarten 1 : 25 000 (BK 25) und
1 : 50 000 (BK 50); Stand 1970 und Februar 1987

	1970	Februar 1987	
	BK 25	BK 25	BK 50
Baden-Württemberg	-	-	-
Bayern	15	31	-
Hamburg	-	-	-
Hessen	9	28	-
Niedersachsen	33	110	-
Nordrhein-Westfalen	6	20	44
Saarland	-	-	-
Schleswig-Holstein	3	41	1
Rheinland-Pfalz	-	2	-
Berlin (West)	-	-	1

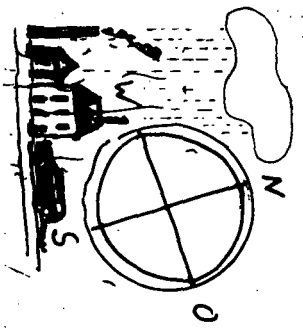
Danach liegen im Februar 1987 als Flächeninventur in diesen Maßstäben für die Bundesrepublik 278 Bodenkarten vor.

Hinzu kommen eine große Anzahl in der Bearbeitung bzw. in Druckvorbereitung stehender Karten. Der Stand der Aufnahme ist unterschiedlich weit vorangetrieben, etwa erst 1/5 der Fläche der Bundesrepublik Deutschland dürfte in diesen Maßstäben fertiggestellt sein. Darüberhinaus gibt es eine Vielzahl von großmaßstäbigen Bodenkarten 1 : 5 000 und 1 : 10 000 und kleinmaßstäbige in den Maßstäben 1 : 100 000, 1 : 300 000, 1 : 500 000, 1 : 600 000 in den einzelnen Bundesländern.

Es müssen jedoch verstärkte Anstrengungen unternommen werden, um flächenbezogene Informationsgrundlagen so schnell und so genau wie möglich vorliegend zu haben, bearbeitet durch fachlich qualifizierte und erfahrene Bodenkundler.

Um innerhalb kürzester Frist eine flächendeckende Aussage über die Böden der Bundesrepublik machen zu können, ist die Erarbeitung einer Bodenkarte 1 : 200 000 nach Bodengesellschaften z.Zt. in der Bearbeitung.

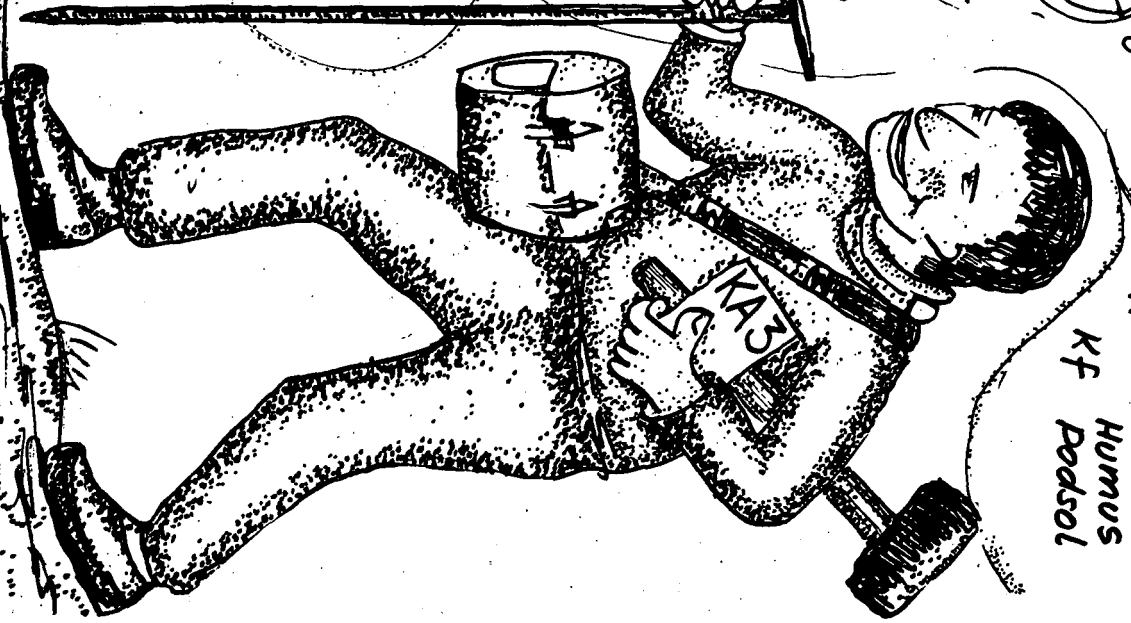
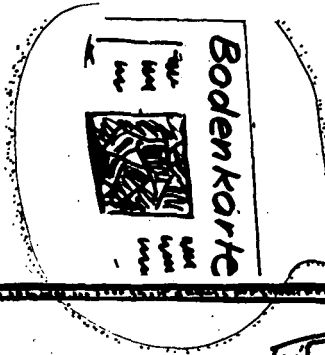
Die bodenkundliche Kartierung von der Aufnahme bis zur Auswertung sei einmal in 4 Bildern vorgestellt.



Emission
Jmission

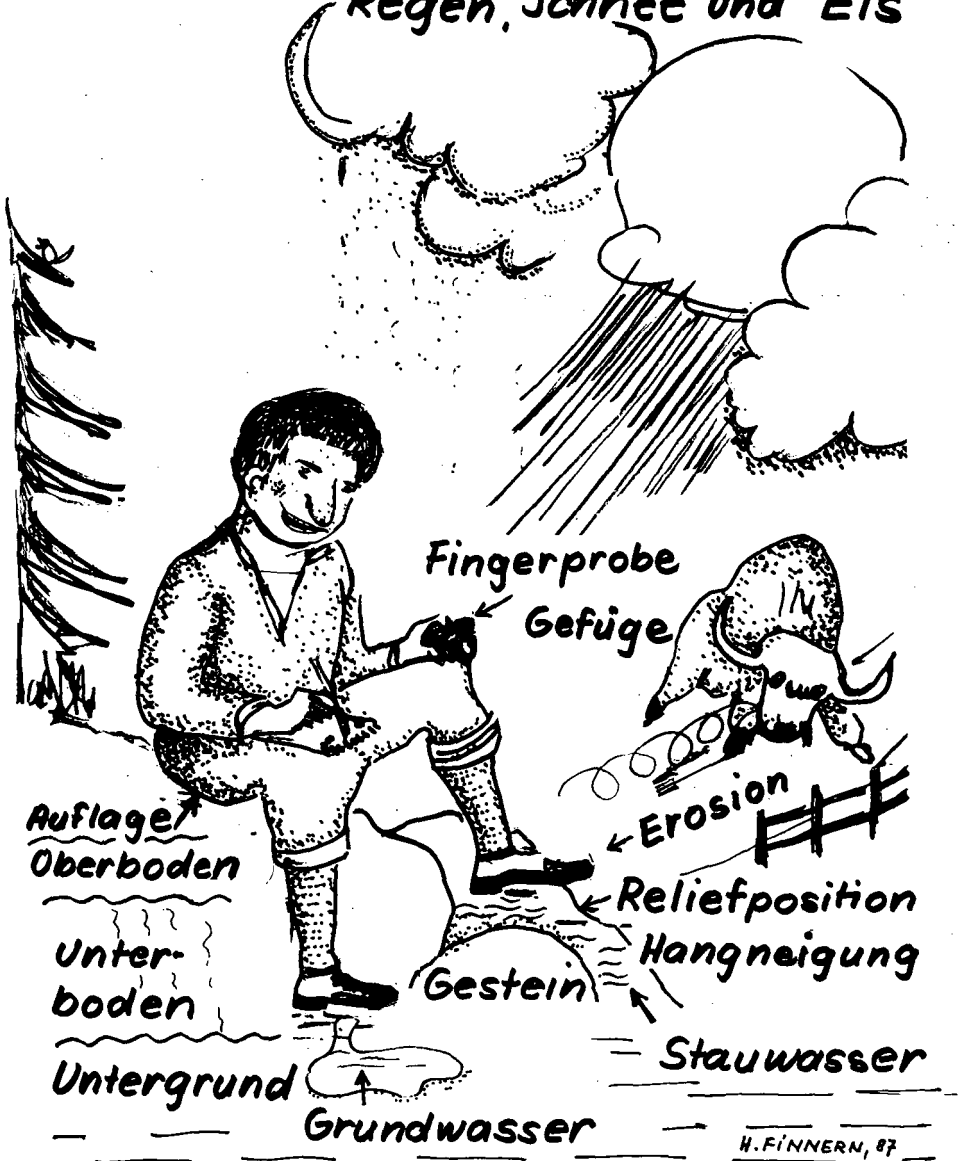
Saurer
Regen

nFK Carbonat
KF Humus
Podsol

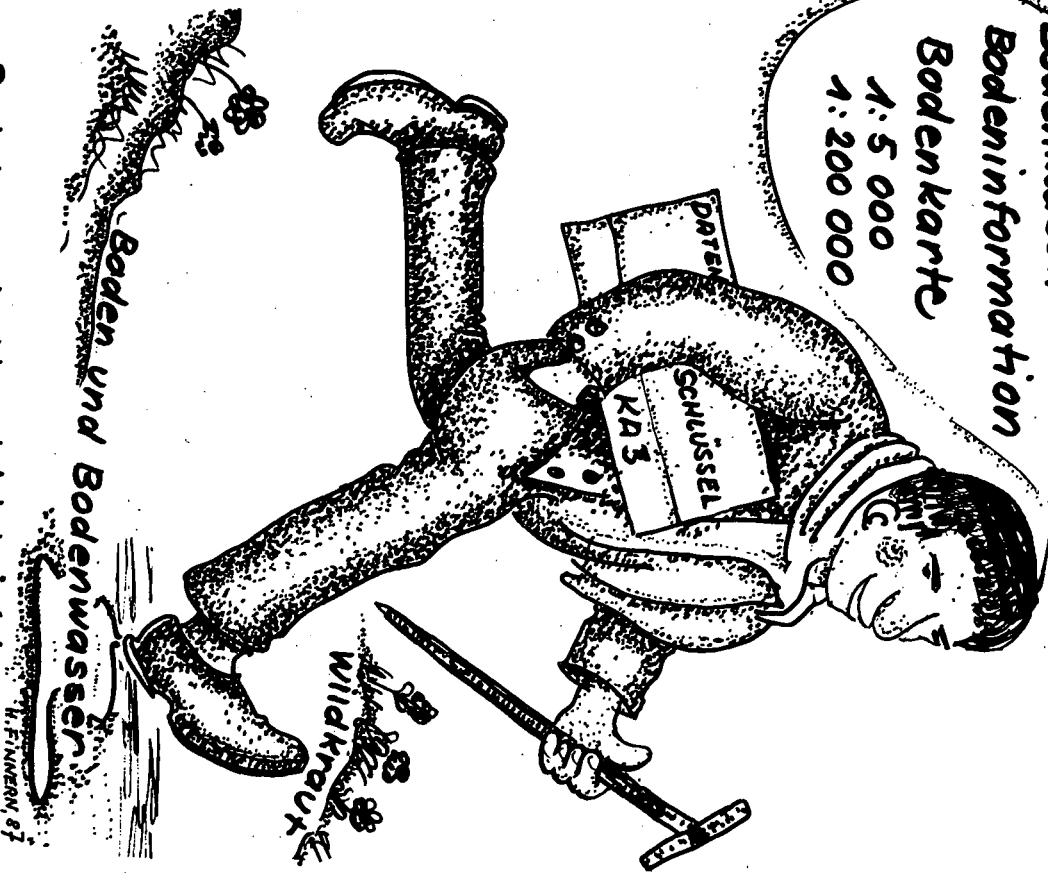


HENNERT

Feldbodenkunde bei Sonne, Regen, Schnee und Eis



Bodenklassifikation
Bodeninformation
Bodenkarte
1:5 000
1:200 000

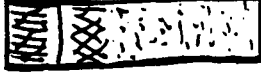
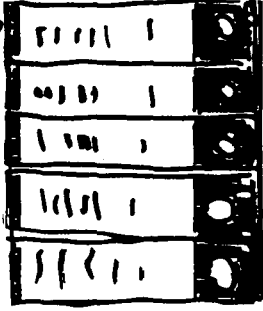


Der Pedologe hat's nicht leicht
das Ziel ist längst noch nicht erreicht
Für Bodenschutz braucht man 'ne Karte
Sie wetzt dann aus, so manche Scharte

Profil und Profilbeschreibung



wesentliche
Kennzeichen



Merkmale

A

B

Verknüpfung c

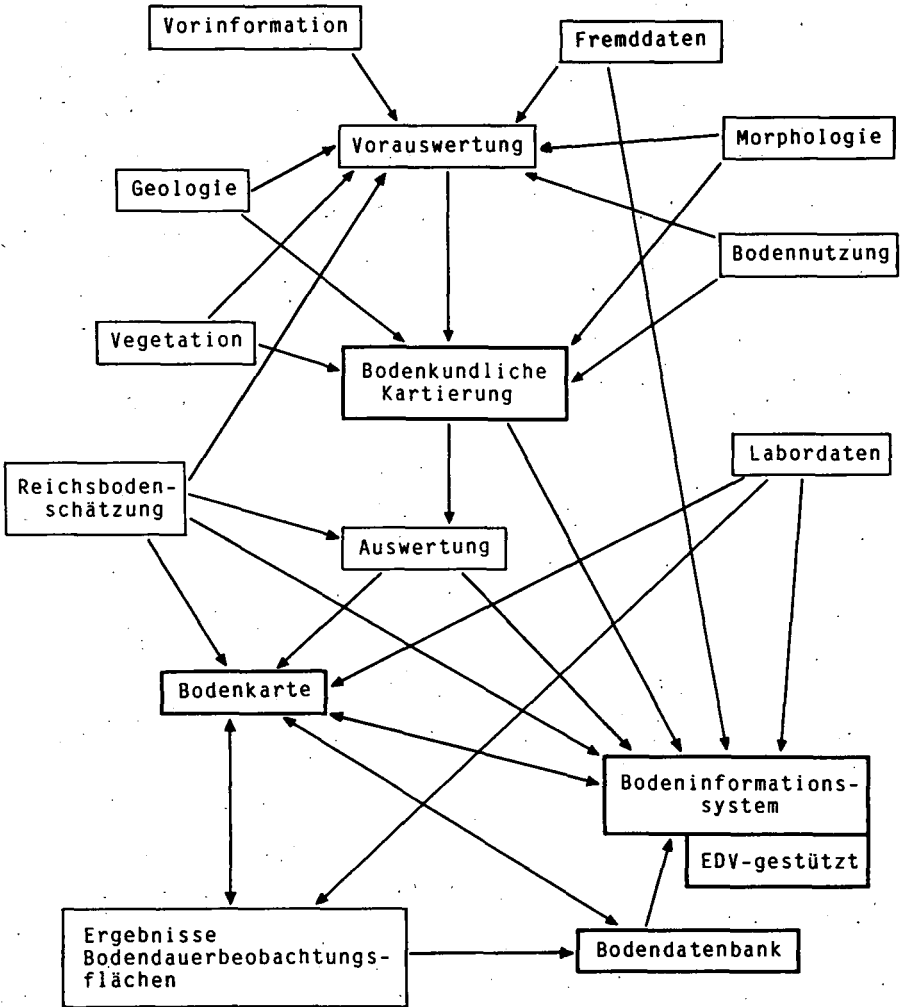
von Daten



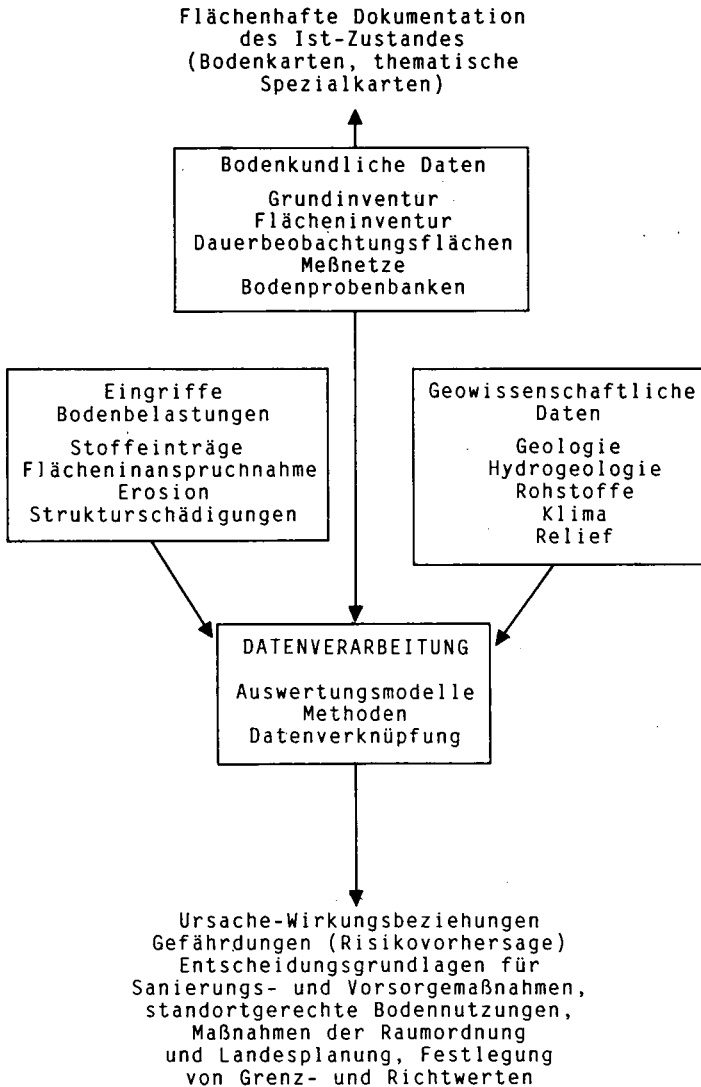
Auswertung der Ergebnisse

Auswertung der Ergebnisse

Verknüpfung von Daten



Aufbau des Bodeninformationssystems (BIS)



Literatur

AG Bodenkunde (1982)

Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Auflage,
Hannover

Lang, H.D. (1970)

Geologische und bodenkundliche Kartenwerke in der
Bundesrepublik Deutschland,
Geol. Jb. 88, S. 681 - 686, Hannover

Mückenhausen, E. (1980)

Bodenkarten und ihre Anwendung
Geol. Jb. F 8, S. 7 - 21, Hannover

Mückenhausen, E. (1985)

Warum gibt es bis heute keine einheitliche Klassifikation
der Böden der Erde ?
Geol. Jb. Hessen, 113, S. 153 - 162, Wiesbaden

Delkers, K.-H. et al. (1984)

Datenschlüssel Bodenkunde, Hannover

Sonderarbeitsgruppe Informationsgrundlagen Bodenschutz (1986)

Entwurf für ein Konzept zur Erstellung eines Bodeninfor-
mationssystems (unveröffentlicht)

Erosionsschutz im Maisanbau durch Weißklee-Untersaaten
unter Berücksichtigung der Ertragsbildung von Mais

von

Goeck, J.*

1. Einleitung

Kleeuntersaaten kommen als Arten mit geringer Wuchshöhe in ihrer Erosionsschutzwirkung einer Mulchauflage nahe (WISCHMEIER u. SMITH 1978). Die Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau prüfte als Schutzmaßnahme u.a. die Wirkung von Weißklee-Untersaaten zu Mais. In Jahren mit kühl-feuchter Witterung (d.h. ungünstigen Entwicklungsbedingungen für Mais) wurde der gute Erosionsschutz durch Klee mit bis zu 35 % Ertragseinbußen bei Mais erkaufte (DIEZ u. HEGE 1980). Auch BERENDONK (1985) sowie SCHÄFER (1984) berichten von zum Teil erheblichen Mindererträgen durch Klee-Untersaaten. In allen Fällen erfolgte die Untersaat jedoch zeitgleich mit der Maissaat.

Wird dem Mais hingegen ein Entwicklungsvorsprung von drei bis sechs Wochen gegeben, dann führen Weißklee-Untersaaten nach KLÁY (1984) in der Regel nicht zu Ertragsdepressionen. Saattermine vier Wochen nach der Maissaat bieten jedoch nach SCHÄFER (1984) in den Monaten Mai und Juni keinen Erosionsschutz. In Gebieten mit relativ häufigen Starkregenereignissen während dieser Monate wurden spätere Kleesaattermine in Bezug auf den Bodenabtrag nicht geprüft, gleichzeitig mit dem Mais ausgebrachte Untersaaten konnten der Praxis wegen der Ertragseinbußen kaum empfohlen werden.

Im ostholsteinischen Hügelland erschien es unter Berücksichtigung der Niederschlagsverteilung (im langjährigen Mittel) angebracht, auch spätere Saattermine von Weißklee-Untersaaten zu Mais in Bezug auf Bodenerosion durch Wasser sowie Mais-Ertragsbildung zu untersuchen. Im folgenden werden erste Versuchsergebnisse dargestellt.

2. Versuchsaufbau der Erosionsmeßanlage Rehmsberg

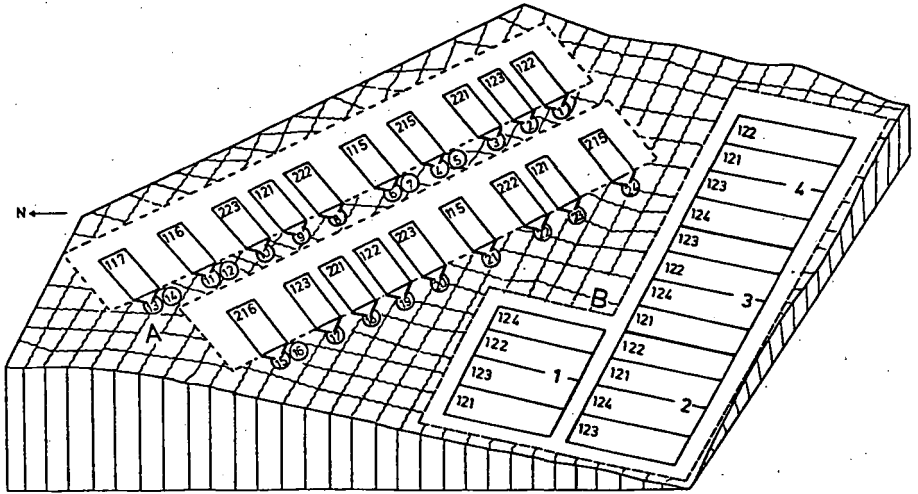
Um Effekte variiert Saattermine von Weißklee-Untersaaten zu Mais auf den Bodenabtrag zu ermitteln, wurde im Frühjahr 1985 auf dem Versuchsfeld Hohenschulen (ca. 15 km westl. von Kiel) eine Erosionsmeßanlage in Anlehnung an KURON, JUNG u. SCHREIBER (1956) erstellt. Hohenschulen liegt in einer, für Ostholstein typischen, jungpleistozänen Hügellandschaft. Die Hangneigung der 12 m² großen Versuchspartzellen beträgt 10 % (Abbildung 1, Bereich A).

* Institut für Pflanzenbau und -züchtung
Olshausenstr. 40-60
2300 Kiel 1

Abb. 1

- Boden 1.. Originalboden
 2.. Geestboden (0-20 cm Tiefe)
- Bewuchs .15 Schwarzbrache
 .16 Schwarzbrache mit absoluter Bodenverdichtung
 in 20 cm Tiefe (eingebaute Folie)
 .17 wie 16, jedoch behandelt mit einem Tensid
 .21 Mais, ohne Untersaat
 .22 Mais, früherer Saattermin der Weißklee-Untersaat
 .23 Mais, mittlerer Saattermin der Weißklee-Untersaat
 .24 Mais, späterer Saattermin der Weißklee-Untersaat

VERSUCHSPLAN



Im Versuchsjahr 1985 wurden die Varianten

- Mais ohne Untersaat
- Mais bei Saattermin 1 der Weißklee-Untersaat (gleichz. Saat)
- Mais bei Saattermin 2 der Weißklee-Untersaat (15 cm Maishöhe)
- Brache

in Bezug auf die Wassererosion geprüft.

Zusätzlich wurde bei drei weiteren Bracheparzellen, die mit einer Folie in 20 cm Bodentiefe versehen sind, der Einfluß dieser definierten absoluten Störschicht auf den Bodenabtrag ermittelt.

Das Jahr 1986 unterschied sich im Versuchsaufbau insofern, als die Versuchsvarianten jetzt auch auf einem Oberboden der sog. Hohen Geest geprüft wurden (die obersten 20 cm des sandigen Lehms wurden hier gegen einen schluffigen Sand ausgetauscht). Abweichend von 1985 wurden bei den Untersaaten Kleesaattermine bei 15 cm (Termin 2) sowie 30 cm Maishöhe (Termin 3) berücksichtigt.

Auf einer dem Erosionsversuch angegliederten Fläche wird die Ertragsbildung von Mais in Abhängigkeit der drei Weißklee-Saattermine erfaßt, wobei "Mais ohne Untersaat" als Vergleich dient (Abbildung 1, Bereich B).

Bei einer Saatmenge von 17-18 kg/ha wurde die Weißklee-Untersaat (Sorte Lirepa) als Breitsaat ausgebracht.

3. Weißklee-Untersaaten und Mais-Ertragsbildung

Im Versuchsjahr 1985 waren bei Mais mit gleichzeitiger Kleesaat (Saattermin 1) Ertragseinbußen bei der Gesamttrockenmasse von ca. 18 % zu verzeichnen (Abbildung 2). Durch die beiden späteren Kleesaattermine wurde der Maisertrag nicht negativ beeinflusst.

Abbildung 3 zeigt bei Kleesaattermin 1 wesentlich höhere Wachstumsraten während der Jugendentwicklung von Mais als bei den späteren Kleesaatterminen. Die maximal erreichte Trockenmasse unterschied sich signifikant von den Kleesaatterminen 2 und 3.

Abb. 2

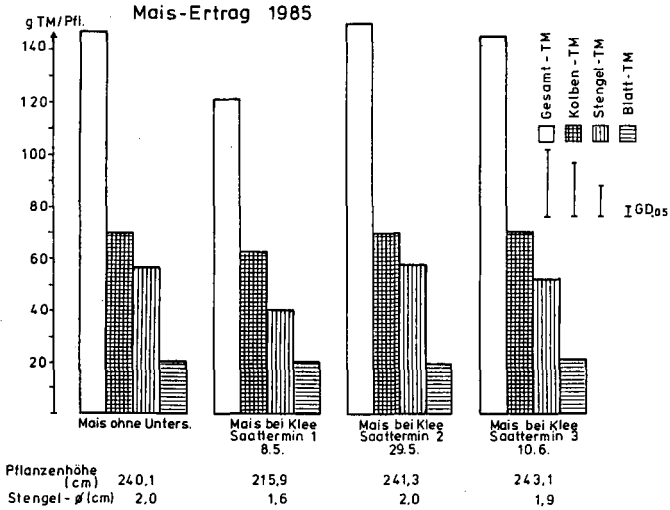
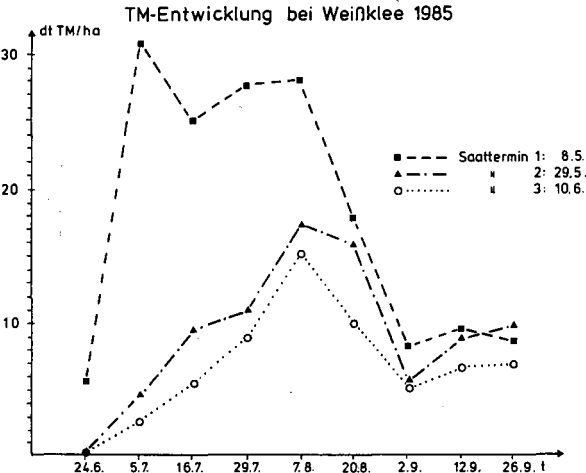
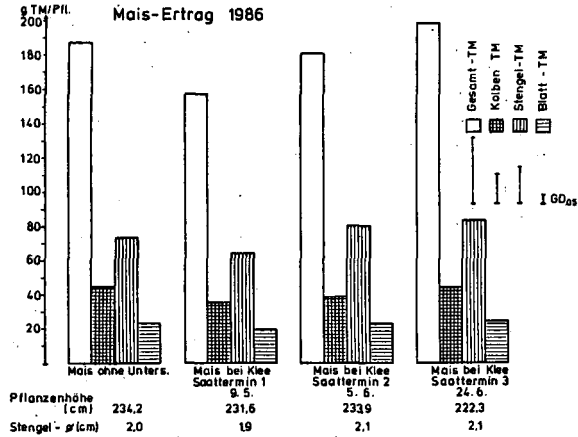


Abb. 3



Im Jahr 1986 verursachte eine gleichzeitige Klee-Untersaat ca. 16 % Minderertrag gegenüber "Mais ohne Untersaat" (Abbildung 4). Der Kolben-ertrag war 1986 bei allen Versuchsvarianten unbefriedigend; der Mais litt im Frühjahr unter Kühle und Trockenheit, aber auch die Kleeentwicklung wurde durch diese ungünstigen Umweltbedingungen stark beeinträchtigt. Abb. 4



4: Weißklee-Untersaaten und Erosionsschutz

Bei der Beurteilung späterer Saattermine von Untersaaten hinsichtlich ihres Erosionsschutzes ist die gebietspezifische, jahreszeitliche Verteilung erosiver Niederschläge im langjährigen Mittel zu berücksichtigen. Eine Auswertung von Niederschlagsdaten nach der durchschnittlichen monatlichen Erosivität, wie sie z. B. von SCHWERTMANN u. Mitarbeitern (1981) gebietspezifisch für Bayern vorgenommen wurde, liegt für nord-deutsche Verhältnisse noch nicht vor. Es kann jedoch festgestellt werden, daß in Schleswig-Holstein im langjährigen Mittel absolute Niederschlagsmaxima erst im Juli und August zu verzeichnen sind (BEINHAUER 1985, Abbildung 5).

Abb. 5

Niederschläge in Schleswig-Holstein
(monatl. ♂ : 1951-1980)

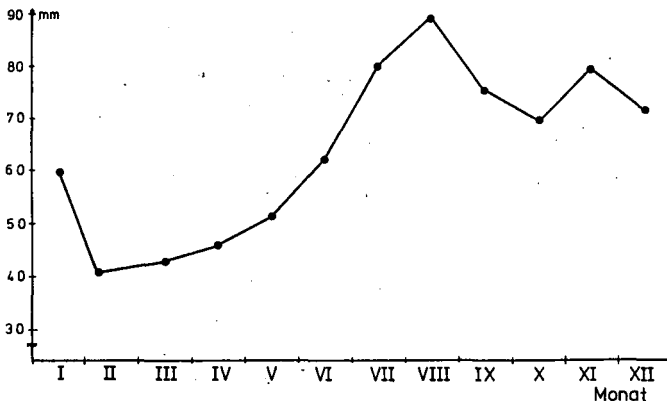


Abb. 6

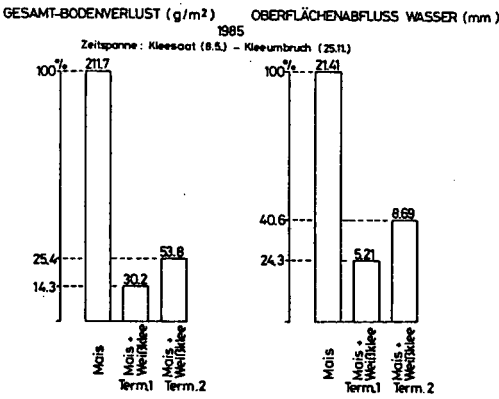


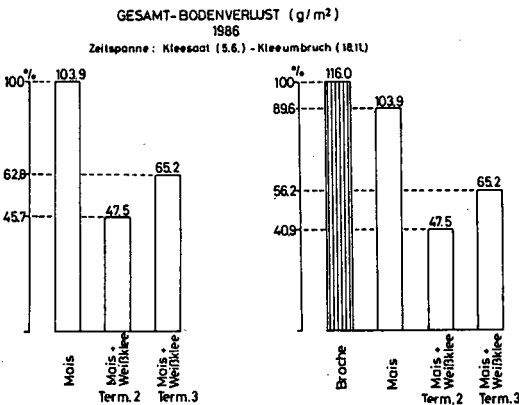
Abbildung 6 zeigt 1985 für den sandigen Lehm bei Kleesaattermin 2 25,4 % Bodenverlust gegenüber "Mais ohne Untersaat". 1985 wurde eine Weißklee-Einsaat bei 15 cm Maishöhe der Anforderung an einen optimalen Maisertrag und wirkungsvollen Erosionsschutz gerecht.

1986 betrug der Bodenabtrag unter Kleesaattermin 2 auf dem sandigen Lehm 45,7 % gegenüber "Mais ohne Untersaat" (Abbildung 7).

Die Einbeziehung der Brache kann nur unter Vorbehalt gelten, denn nach JUNG u. BRECHTEL (1980) sind aufgrund von Vorfruchtwirkungen nach zwei Jahren durchschnittlich 15 % höhere Schwarzbrache-Abträge zu erwarten.

Es sei ausdrücklich betont, daß sich die Abbildungen 6 und 7 auf die Zeitspanne Kleesaat bis Kleeumbruch beziehen. 1986

Abb. 7

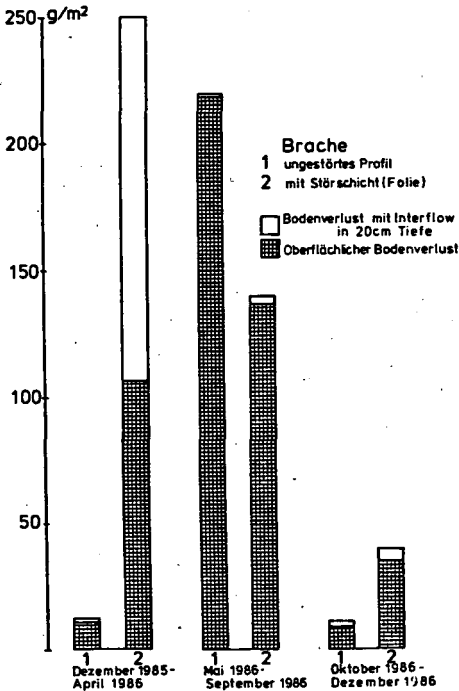


fürte ein Starkregen Mitte Mai bei Brache zu 44,3 % des Gesamtbodenabtrags des Jahres. Der Erosionsschutz durch den Klee muß - im Gegensatz zu 1985 - auf das ganze Jahr bezogen als nicht sehr befriedigend angesehen werden; in Relation zu "Mais ohne Untersaat" traten auf das gesamte Jahr bezogen unter Mais mit Kleesaattermin 2 immerhin 71 % Bodenverlust auf.

Für den schluffigen Sand kann festgestellt werden, daß die Abträge 1986 um durchschnittlich 14 % höher lagen als auf dem sandigen Lehm.

In der Erosionsforschung wird der Bodenbedeckungsgrad in der Regel durch die "Meterstabmethode" oder durch fotografische Verfahren berücksichtigt (AUERSWALD 1984). Besonders fotografische Verfahren sind bei hochwüchsigen Kulturarten wie Mais sicherlich geeigneter als ein Heranziehen des Blattflächenindex, da beim Blattflächenindex der relativ ungeschützte Boden zwischen den Maisreihen bei diesen weiten Reihenabständen kaum berücksichtigt wird. Bei Kulturarten, die den Boden flächig abdecken, könnte aber der Blattflächenindex aussagekräftiger sein, denn die Bodenabträge waren bei den einzelnen Klee-Varianten bei einheitlicher Bodenbedeckung von 100 % regelmäßig unterschiedlich (bei Kleesaattermin 2 regelmäßig höher als bei Kleesaattermin 1).

Abb. 8 Einfluß einer absoluten Störschicht in 20 cm Bodentiefe auf den Gesamt-Bodenverlust



Bei der Beurteilung von Kleeuntersaaten als Erosionsschutz ist die bessere Befahrbarkeit des Ackers zur Ernte im Hinblick auf Bodenverdichtungen zu berücksichtigen, denn die Ernte findet oft bei feuchten oder nassen Bodenverhältnissen statt.

Die Ergebnisse der Vergleichs-parzelle mit einer definierten absoluten Störschicht in 20 cm Bodentiefe zeigen bei dem sandigen Lehm, daß der Einfluß einer derartigen Störschicht (wie sie in geringerem Maße auch bei einer Pflugsohlenverdichtung vorliegen dürfte) während der Monate mit hohen Bodenfeuchten gravierend zum Tragen kam (Abbildung 8). Bodenfrost bei oberflächlich aufgetautem Boden hatte einen vergleichbaren Effekt auf die Wassererosion.

5. Literatur

- AUERSWALD, K. (1984): Die Bestimmung von Faktorenwerten der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung durch künstl. Starkregen. Dissertation, Technische Universität München.
- BEINHAUER, R. (1985): Deutscher Wetterdienst, Ahrensburg. Persönliche Mitteilung.
- BERENDONK, C. (1985): Zwischenfruchtanbau und Untersaaten bei Mais. Vortrag auf der Tagung "Maiskomitee", Bonn, 10.6.85.
- DIEZ, Th. u. U. HEGE (1980): Pflanzenbauliche Maßnahmen zur Verminderung der Bodenerosion. Ldw.Forsch., Sonderh. 37, 122-128.
- JUNG, L. u. R. BRECHTEL (1980): Messungen von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenr.d.Deutsch.Verb.f.Wasserwirtsch.u.Kulturbau Nr. 48.
- KLÄY, R. (1984): Untersaaten zu Mais. Dissertation. Eidgenöss. Techn. Hochschule Zürich.
- KURON, H., L. JUNG u. H. SCHREIBER (1956): Messungen von oberflächlichem Abfluß und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden Deutschlands. Schriftenr.d.Kuratoriums f.Kulturbauwesen Nr. 5.
- SCHÄFER, K. (1984): Zur Erosionsverminderung im Maisanbau. Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau in der Ges.f.Pflanzenbauwiss., Vorträge zur Jahrestagung, Bad Hersfeld.
- SCHWERTMANN, U. u. Mitarbeiter (1981): Die Vorausschätzung des Bodenabtrages durch Wasser. BStmELF, München.
- WISCHMEIER, W. u. D. SMITH (1978): Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. USDA Agric.Handbook No. 537.

Der Einfluß der Flächenvariabilität von Schwermetall-
gehalten auf Durchschnittswerte und Beprobung

von

Grupe, M.

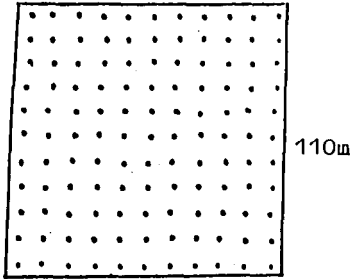
1. Problemstellung und Methode

Um eine flächenbezogene Übersicht über Quantität und Variabilität von Elementgehalten, insbesondere von Schwermetallgehalten z.B. für Dauerbeobachtungsflächen zu erhalten, wurden Bodenproben von mehreren Feldversuchen im 10 x 10 m Raster genommen. Die Flächengröße variierte zwischen 3.200 m² und 12.100 m², was einer Probenanzahl bei dem obengenannten Raster von 32 bzw. 121 entspricht (Abb. 1). Untersucht wurden die Elemente Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn sowie der pH-Wert.

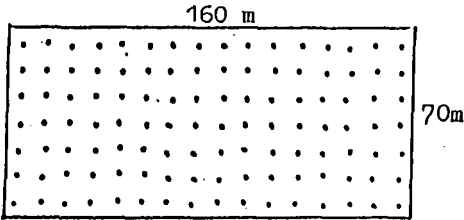
Die Analysendaten wurden auf die Fragestellung hin, wie am Beispiel des Standortes Helmscheid in Tab. 1 dargestellt, statistisch ausgewertet.

Tab. 1: Statistische Auswertung von Standorten mit geogenen Schwermetallanreicherungen

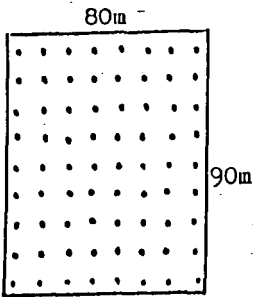
pH-Wert, Schwer- metalle	Helmscheid n = 121					Vertrauens- grenzen für P= 5 %
	\bar{x}	$\pm S$	S %	$\pm S\bar{x}$	$S\bar{x}$ %	
pH	7,45	0,01	0,7	0,005	0,06	7,44 - 7,46
	ppm	ppm		ppm		ppm
Cd	2,4	0,4	16,3	0,03	1,46	2,3 - 2,4
Cr	27	2,8	10,6	0,25	0,94	26 - 28
Cu	37	2,9	8,0	0,26	0,71	36 - 38
Ni	38	2,5	6,7	0,23	0,60	37 - 39
Pb	152	25	16,3	2,27	1,50	146 - 158
Zn	619	81	13,1	7,36	1,19	605 - 633



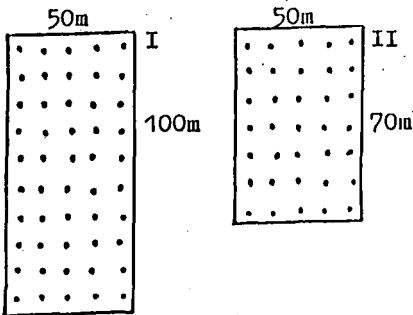
Standort: Helmscheid
12.100 m²
n = 121



Standort: Bonndorf
11.200 m²
n = 112

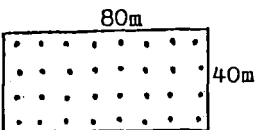


Standort: Bebra-Iba
7.200 m²
n = 72



Standort: Stolberg I
5.000 m²
n = 50

Standort: Stolberg II
3.500 m²
n = 35



Standort: Freiensteinau
3.200 m²
n = 32

Abb. 1: Probenahmeraster 10 x 10 m

Es zeigt sich, daß die untersuchten Parameter auf der Fläche unterschiedlich stark streuen, dabei variiert der pH-Wert auf der Fläche kaum, was bei ackerbaulicher Nutzung auch nicht zu erwarten ist. Der Zn-Gehalt weist demgegenüber eine Streuung ($\pm S$) von 81 ppm auf.

Um die durchschnittliche Abweichung des errechneten Mittelwertes (\bar{x}) vom wahren Mittelwert zu erhalten, wurde der Fehler des Mittelwertes ($S\bar{x}$) berechnet.

Aus der Formel für $S\bar{x} = \sqrt{\frac{S^2}{n}}$) ist zu erkennen, daß $S\bar{x}$ um so größer ist, je größer die Streuung und je kleiner der Stichprobenumfang (n) ist. Wenn die Streuung der Eigenschaften bekannt ist, kann aus dieser Formel der Stichprobenumfang berechnet werden, der notwendig ist, um bei der Ermittlung von Mittelwerten innerhalb einer festgesetzten Fehlergrenze zu bleiben.

$$(S\bar{x} = \sqrt{\frac{S^2}{n}} \longrightarrow n = \frac{S^2}{S\bar{x}^2})$$

Der Gleichung ist zu entnehmen, daß der Probenumfang um so größer sein muß, je stärker ein Merkmal auf der Fläche streut.

Tab. 2 zeigt diese Berechnungen für 6 beprobte Standorte und für einen tolerierbaren Fehler von 5 %.

Tab. 2: Notwendiger Probenumfang für einen tolerierten Fehler von 5 % für die Beurteilung von 6 Standorten

pH-Wert, Helm-Schwermetalle	Helm-scheid 12.100m ²	Bonn-dorf 11.200m ²	Bebra-Iba 7.200m ²	Stol-berg I 5.000m ²	Stol-berg II 3.500m ²	Freien-steinau 3.200m ²
pH-Wert	1	1	1	1	2	1
Cd	11	11	52	15	14	11
Cr	5	6	4	11	5	1
Cu	3	12	45	10	10	3
Ni	2	3	5	5	5	5
Pb	11	13	31	27	30	3
Zn	7	12	97	12	23	1
Errech-netes	33	30	8,6	13,6	10,8	17
	x	x	x	x	x	x
Raster(m)	33	30	8,6	13,6	10,8	17
Proben/ha	9	11	135	56	86	35

2. Art der Beprobung

Es wurde überprüft, ob durch Variation des Probenahmerasters der Probenumfang auf der Fläche verringert werden kann. Dazu wurden die Probenahmeabstände theoretisch verändert. Für die ausgewählten Probenahmeraster wurden wiederum für alle Eigenschaften Mittelwert, Standardabweichung und Variationskoeffizient errechnet. Beispielhaft ist dies für Cu (Standort Bebra-Iba) in Tab. 3 dargestellt. Lagen die berechneten Mittelwerte außerhalb der Vertrauensgrenzen (10 x 10 m), wurden die Raster als nicht geeignet angesehen.

Tab. 3: Statistische Auswertung des veränderten Probenahmerasters am Beispiel des Kupfers in ppm (Standort Bebra-Iba)

Raster	S	S %	\bar{x}	n	Vertrauensgrenzen für P= 5 %
10 x 10 m	186	33,6	555	72	512 - 599
20 x 20 m	239	40,1	595	20	
30 x 30 m	178	33,2	537	9	
40 x 40 m	121	24,0	504	6	nicht geeignet
50 x 50 m	199	40,2	495	4	nicht geeignet
60 x 60 m	244	38,6	631	4	nicht geeignet
10 x 20 m	200	35,0	565	36	
10 x 30 m	210	37,3	563	27	
10 x 40 m	149	29,1	513	18	
10 x 50 m	133	25,1	528	18	
10 x 60 m	240	39,2	613	18	nicht geeignet
20 x 10 m	219	37,2	590	40	
30 x 10 m	190	35,0	544	24	
40 x 10 m	260	43,4	600	24	nicht geeignet
50 x 10 m	210	41,8	504	16	nicht geeignet
60 x 10 m	225	39,8	566	16	
Diagonale	172	31,9	537	15	

(Errechneter Probenumfang = 45)

Es ist zu erkennen, daß anstelle von 72 Proben im Raster 10 x 10 m ein Raster von 30 x 30 m mit einem Probenumfang von 9 gereicht hätte, um innerhalb der Vertrauensgrenzen zu bleiben. Im 40 x 40 m Raster reichen 24 Proben nicht. Die Gegenüberstellung der Raster bezüglich aller Merkmale und Standorte zeigt Tab. 4. Als ungeeignet wurden die Raster herausgenommen, bei denen die Mittelwerte einer oder mehrerer Eigenschaften außerhalb der Vertrauensgrenzen des Rasters 10 x 10 m lagen. Nur die Raster 10 x 10 m, 10 x 20 m, 10 x 30 m und die diagonale Probenahme brachten ausreichend genaue Mittelwerte. Letztere entspricht der Erfahrung der Probenahme für Bodenuntersuchungen zur Düngungsempfehlung. Da die 20 x 10 m und 30 x 10 m Probenahmeraster als ungeeignet herausfielen, ist die günstige Beurteilung des 10 x 20 m und 10 x 30 m Rasters wohl eher zufällig. Der von AICHBERGER et al. (1986) errechnete Probenumfang von 20 Proben je ha dürfte demnach nur bei einer diagonalen Probenahme ausreichend sein.

3. Zusammenfassung

Die Variabilität der Schwermetallgehalte in Böden wurde am Beispiel von 6 Standorten dargestellt. Um von einer Fläche Durchschnittswerte zu erhalten, die innerhalb festgesetzter Vertrauensgrenzen liegen, erweist sich nur eine Probenahme im 10 x 10 m Raster als geeignet. Nur bei einer diagonalen Probenahme kann der Probenumfang reduziert werden.

4. Literatur

AICHBERGER, K., A. EIBELHUBER u. G. HOFER: Soil Sampling for trace element analysis and its statistical evaluation. In: Gomez et al. (ed): Sampling problems for the chemical analysis of sludge, soils and plants. Elsevier App. Science Publishers, London and New York, 1986.

Tab. 4: Gegenüberstellung der geeigneten (x) bzw. ungeeigneten (---) Raster aller Standorte

<u>Standorte</u> <u>Raster</u>	Helmscheid	Bebra-Iba	Bonndorf	Stolberg I	Stolberg II	Freien- steinau	gesamt Auswertung
10 x 10 m	x	x	x	x	x	x	x
20 x 20 m	x	---	---	x	x	x	---
30 x 30 m	---	---	---	---	---	x	---
40 x 40 m	---	---	---	---	---	---	---
50 x 50 m	---	---	---	---	---	---	---
60 x 60 m	---	---	---	---	---	---	---
10 x 20 m	x	x	x	x	x	x	x
10 x 30 m	x	x	x	x	x	x	x
10 x 40 m	---	---	---	x	---	---	---
10 x 50 m	---	x	---	x	x	x	---
10 x 60 m	---	---	---	x	x	x	---
20 x 10 m	x	x	x	x	x	---	---
30 x 10 m	x	x	---	x	x	x	---
40 x 10 m	x	---	---	---	---	---	---
50 x 10 m	---	---	---	x	---	---	---
60 x 10 m	---	x	---	x	---	---	---
Diagonale	x	x	x	x	x	x	x

Qualität und Entwicklung rekultivierter Böden aus Löß

von

Haubold, M. , Henkes, L. u. Schröder, D.*

1. Einleitung

Bis Ende 1985 wurde im Rheinischen Braunkohlenrevier durch den Bergbautreibenden eine landwirtschaftliche Nutzfläche von etwa 14700 ha in Anspruch genommen, 6100 ha wurden landwirtschaftlich rekultiviert. Bei den vom Abbau betroffenen Flächen handelt es sich vorwiegend um sehr fruchtbare Böden aus Löß mit Bodenwertzahlen von 70 - 80 Punkten. Aufgrund des Flächendefizits, der meist hohen Bodenqualität der abgebauten Flächen sowie der umfangreichen Lößvorkommen ist die Wiederherstellung landwirtschaftlicher Nutzflächen volkswirtschaftlich zwingend und gesetzlich geregelt.

Für die landwirtschaftliche Rekultivierung wird ein Gemisch aus humosem Material der Krume, Lößlehm und kalkhaltigem Rohlöß verwendet. Es wird entweder im Trocken- oder im Spülverfahren aufgebracht. Die trockene Umlagerung erfolgt überwiegend mit Absetzern und Planierraupen. Bei der nassen Umlagerung wird der Löß mit Wasser im Verhältnis 1:1 bzw. 1:2 in vorbereitete Polder gepumpt. Die Mächtigkeit des Lößauftrags beträgt beim Trockenverfahren etwa 200 cm, beim Spülverfahren ca. 100 cm (vgl. PETZOLD 1978, SCHULZE u. ENGELS 1962 u. 1963).

Durch die in den 50er Jahren mit wissenschaftlicher Beratung der Universität Bonn entwickelten Verfahren sind große Flächen guter Neulandböden entstanden. Teilflächen sind aber verdichtet, vernäßt, schwierig zu bewirtschaften und ertragsschwach (SCHRÖDER, STEPHAN u. SCHULTE-KARRING 1985).

Daraus ergaben sich folgende Fragestellungen:

1. Welche an feldbodenkundlichen, bodenphysikalischen, -chemischen und biologischen Eigenschaften gemessene Qualität haben Neulandböden aus Löß und
2. welche initiale Bodenentwicklung vollzieht sich in ihnen.

2. Untersuchungsgebiet und -methoden

Die untersuchten Böden befinden sich sowohl in aufgeschütteten als auch aufgespülten Flächen des Rheinischen Braunkohlenreviers im Raume Köln-Bergheim. Die Beprobung erfolgte auf den Halden Neurath und Quadrath-Ichendorf, in den Weilern Brügggen und Berrenrath sowie bei Erftstadt, um

*Universität Trier, FB III Geographie/Geowissenschaften, Abt. Bodenkunde, Postfach 3825, 5500 Trier

ein möglichst breites Spektrum des Ostreviers abzudecken. Insgesamt wurden 48 Profile untersucht, jeweils 24 auf Schütt- und Spülflächen. Gleichzeitig wurde innerhalb eines Schlages bzw. Betriebes immer zwischen gut und schlecht rekultivierten Varianten unterschieden. Als Unterscheidungskriterien dienten hierbei im Felde festgestellte Verdichtungen, Naßstellen und die Entwicklung der Kulturpflanzen.

Die Stechringentnahme erfolgte in 4 Tiefen mit je 6 Wiederholungen, chemische und biologische Parameter wurden für eine Auswahl von Profilen in Mischproben der Krume ermittelt. Die angewendeten Methoden sind im Beitrag von SCHRÖDER, OEB u. KÖPPING (1987) aufgeführt.

Statistische Auswertung: Die Darstellung der bodenphysikalischen, -chemischen und -biologischen Parameter erfolgt nach Mittelwertbildung, auf eine Auflistung von Varianzen und Standardabweichungen wurde aus Platzgründen verzichtet, eine varianzanalytische Absicherung der Signifikanz von Mittelwertunterschieden soll noch erfolgen.

3. Ergebnisse

3.1 Feldbodenkundliche Eigenschaften

Die trocken umgelagerten Böden haben nach 15 - 30 Jahren Entwicklung einen nur schwach humusgefärbten Ap - Horizont ausgebildet. Durch Bearbeitung ist aus dem kohärenten Ausgangssubstrat ein Klumpen- bis Bröckel- bzw. Subpolyedergefüge entstanden. Die Unterböden sind humusarm und weisen häufig Dichtlagerung und in Extremfällen ein plattiges Gefüge auf. Wasserstau und Luftmangel führen zu Hydromorphieerscheinungen wie Reduktionsnester und -bänder und kleineren Fe- und Mn- Konkretionen. Die gespülten Böden weisen im allgemeinen günstigere Gefügeverhältnisse auf. Die Strukturlabilität führt jedoch auch hier zu Verdichtungen, vor allem im Pflugsohlenbereich, sowie Verschlammungen und Verkrustungen an der Oberfläche. Die Durchwurzelung ist in verdichteten Bereichen merklich vermindert.

3.2 Bodenphysikalische Eigenschaften

Die Körnungsanalysen ergaben für die trocken rekultivierten Böden im Mittel einen etwas höheren Sandgehalt als für die Spülböden. Sie sind in einigen Fällen als sandige Lehme anzusprechen. Auch bestätigten sich die bereits in anderen Untersuchungen festgestellten Inhomogenitäten des aufgeschütteten Materials (vgl. SCHULZE u. REZANIA 1968). Dagegen differiert die Textur der gespülten Böden nur geringfügig. Generell dominiert der Grobschluff (50-60%), der Tongehalt liegt zwischen 13 und 18%. Es handelt sich also z. größten T. um tonige bis lehmige Schluffe.

Tab. 1: Physikalische Eigenschaften geschütteter und gespülter Lößböden, getrennt in gute und schlechte Varianten (Mittelwerte).

Hor./Tiefe (cm)	Ges.-PV (%)	P>50µm (%)	P50-10µm (%)	P10-.2µm (%)	ka (µm ²)	kf (cm/d)	Rt (g/cm ³)	Ew (N/cm ²)	
A. Geschüttete Neulandböden:									
Gute Varianten (N=12)									
Ap 0-40	41.4	7.4	3.5	18.8	2.25	13.84	1.64	29	
Y1 -60	40.0	5.8	4.6	18.2	0.52	8.83	1.72	38	
Y2 -90	39.7	6.4	4.9	16.8	0.45	9.64	1.70	37	
Y3 90+	41.9	7.8	5.2	17.7	0.64	14.93	1.65	27	
Schlechte Varianten (N=12)									
Ap 0-40	38.8	6.2	2.2	18.5	2.82	13.24	1.72	38	
Y1 -60	36.9	4.8	2.9	17.0	1.03	6.03	1.79	47	
Y2 -90	37.5	5.3	3.1	17.9	1.22	8.13	1.77	45	
Y3 90+	38.0	5.3	3.5	18.0	1.15	4.72	1.76	47	
B. Gespülte Neulandböden:									
Gute Varianten (N=13)									
Ap 0-40	45.2	7.7	4.0	21.5	1.00	20.36	1.57	22	
Y1 -60	43.3	3.7	3.5	25.2	0.31	4.03	1.64	25	
Y2 -90	45.3	3.5	4.2	27.4	0.24	6.13	1.60	16	
Y3 90+	45.8	3.7	4.1	27.7	0.52	8.99	1.59	15	
Schlechte Varianten (N=11)									
Ap 0-40	42.8	7.3	2.8	21.7	1.28	17.35	1.62	32	
Y1 -60	38.2	4.0	1.4	20.9	0.91	4.19	1.73	51	
Y2 -90	40.8	3.6	1.7	24.8	1.05	3.96	1.67	27	
Y3 90+	42.2	4.1	2.0	26.0	1.07	5.23	1.64	19	

Die im Spülverfahren rekultivierten Böden (vgl.Tab. 1) weisen im Unterboden ein etwas höheres Gesamtporenvolumen auf als die geschütteten. Die niedrigen Gesamtporenvolumina der trocken umgelagerten Böden auch in größeren Tiefen deuten auf Primärverdichtungen hin, während in den gespülten Böden eine Pflugsohlenverdichtung im Y1-Horizont (40-60cm) hervortritt. Das geringe Porenvolumen der trocken rekultivierten im Vergleich zu den gespülten Böden geht zu Lasten des pflanzenverfügbaren Wassers. Dagegen weisen die Schüttböden, vermutlich aufgrund der sandigeren Textur, höhere Grobporenanteile im Unterboden

auf. Dies korreliert mit geringfügig besseren ka- und kf-Werten. Insgesamt ist die Permeabilität jedoch gering. In der Krume sind Wasserdurchlässigkeit und Grobporenanteil bei den naß rekultivierten Böden etwas größer als bei den trocken rekultivierten. Dies steht eventuell in Zusammenhang mit höheren Humusgehalten in der Krume der aufgespülten Flächen. Die extreme Dichtlagerung insbesondere der geschütteten Böden dokumentieren sehr deutlich auch die hohen Lagerungsdichten und Eindringwiderstände. Generell sind die physikalischen Eigenschaften der rekultivierten Böden deutlich schlechter als die gewachsener Lößböden des Raumes.

3.3 Bodenchemische und -biologische Eigenschaften

Die pH-Werte liegen sowohl bei den trocken als auch bei den feucht rekultivierten Böden im schwach alkalischen Bereich. Die Carbonatgehalte bewegen sich aufgrund unterschiedlicher Mischungsanteile von Lößlehm und Rohlöb bzw. Riß- und Würmlöß zwischen 4 und 8%. Der durchschnittliche C-Gehalt in der Krume der rekultivierten Böden beträgt 0.34% (s.Tab. 2). Gewachsene Böden des Raumes haben Gehalte von 0.9-1.2%. Die Humusgehalte der naß rekultivierten Böden liegen geringfügig über denen der trocken rekultivierten. Die Ursache ist in dem größeren Anteil viehhaltender Betriebe auf den naß rekultivierten Flächen

Tab. 2: Chemische und biologische Eigenschaften geschütteter und gespülter Lößböden, getrennt in gute und schlechte Varianten (Mittelwerte).

Hor./Tiefe (cm)	C (%)	N (%)	NA	K (mval/100g)	MG	CA	T	Mikr. Biom. (mgC/100g)	Dehydr.- akt. (µTPF/5g)	Zell.- abbau (%/60g/22d)
A. Geschüttete Neulandböden:										
Gute Varianten (N=9)			(N=8)				(N=8)			
Ap 0-40	0.30	0.057	0.050	0.41	0.69	10.09	10.41	23.7	306.9	9.1
Schlechte Varianten (N=10)			(N=9)				(N=9)			
Ap 0-40	0.29	0.048	0.060	0.45	0.73	9.55	9.55	22.0	306.8	10.9
B. Gespülte Neulandböden:										
Gute Varianten (N=10)			(N=4)				(N=7)			
Ap 0-40	0.40	0.045	0.002	0.29	0.82	10.56	11.97	26.8	249.4	14.3
Schlechte Varianten (N=9)			(N=5)				(N=6)			
Ap 0-40	0.37	0.048	0.010	0.24	0.77	10.33	10.92	27.2	237.5	13.9

zu sehen. Die geringen C-Gehalte haben enge C/N-Verhältnisse (6.5-10.5) zur Folge, obgleich auch die Stickstoffgehalte im Vergleich zu Altlandböden sehr niedrig sind. Die Austauschkapazität der Neulandböden ist bei den gespülten Böden infolge der besseren Humusversorgung etwas höher als bei den geschütteten. Die Komplexe sind überwiegend mit Ca abgesättigt. Beim Na ist eine Verlagerung in die Tiefe angedeutet. Ein Vergleich der chemischen Parameter zwischen guten und schlechten Varianten läßt keine nennenswerten Unterschiede erkennen.

Das gilt auch für die biologischen Eigenschaften, bei denen sich auch bezüglich der Rekultivierungsverfahren keine deutlichen Differenzierungen ergeben. Generell bleiben jedoch sowohl mikrobielle Biomasse als auch Dehydrogenaseaktivität und Zelluloseabbau etwa 50-100% unter dem Niveau von Altlandböden.

4. Bodenentwicklung

Durch die Berechnung von Korrelationen zwischen dem Alter der rekultivierten Böden und ihren Eigenschaften sollte versucht werden, Entwicklungstendenzen aufzuzeigen.

Das Gesamtporenvolumen der guten Varianten aller Profile korreliert in den Oberböden schwach negativ mit dem Alter ($r=-.49^*$). Dieser Rückgang des Gesamtporenvolumens ist vor allem auf eine Abnahme der Mittelporen zurückzuführen ($r=-.80^{***}$). Die Lagerungsdichte nimmt entsprechend mit der Zeit zu ($r=.54^{**}$). Dies gilt auch für die Krume und die Unterböden der schlechten

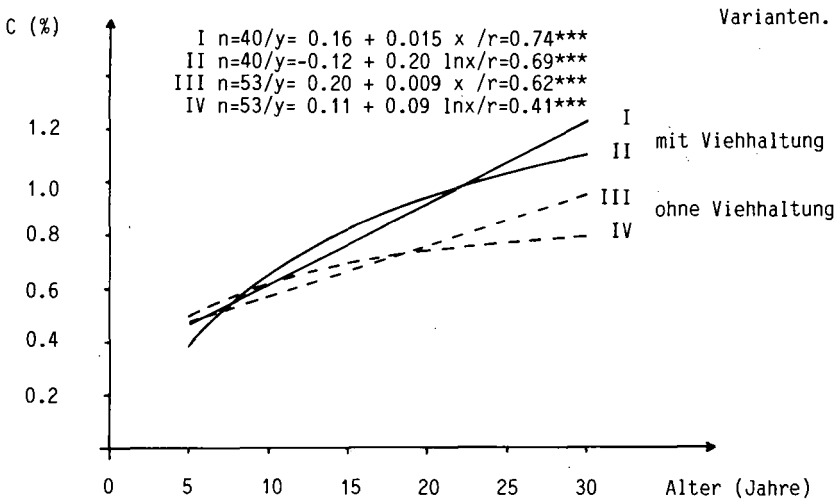


Abb. 1: Beziehung zwischen Kohlenstoffgehalt und Alter der rekultivierten Flächen für viehhaltende und viehlose Betriebe.

Die Beziehungen zwischen C-Gehalt und Alter waren nur bei den Spülfächen, die z.T. mit Stallmist gedüngt werden, eng und signifikant. Eine Erweiterung des Probenumfanga führte zu den in Abb. 1 dargestellten linearen Regressionsfunktionen I/II. Die Steigerungsrate des Humusgehaltes beträgt demnach bei viehhaltenden Betrieben 0.026% (0.015% C), bei viehlosen 0.016% (0.009% C) pro Jahr. Sie bleibt damit unter dem bisher angenommenen Humusanstieg von 0.04%/Jahr (ENGELS 1958). In Böden mit geringen C-Anfangsgehalten ist jedoch von einem Humusanstieg in Form von Sättigungskurven (II/IV) auszugehen. Es zeigt sich, daß der Anstieg des C-Gehaltes in den ersten Jahren der Bewirtschaftung bei viehhaltenden Betrieben schneller erfolgt und in der Folgezeit auf höherem Niveau verläuft als bei viehlosen.

Gesamt-N, Austauschkapazität, mikrobielle Biomasse und Dehydrogenaseaktivität zeigen nur bei den Spülfächen (bessere Humusversorgung, größere Materialhomogenität) signifikante Beziehungen zum Alter.

5. Zusammenfassung und Ausblick

Im Rheinischen Braunkohlenrevier ist es durch Fehler bei der Rekultivierung (Verdichtung der Rohkippe, Aufschüttung aus zu großer Höhe oder bei feuchter Witterung, häufiges Befahren mit Planierraupen) zur Bildung von verdichteten und vernäbten Böden gekommen. Darüberhinaus treten auch auf gut rekultivierten Flächen infolge der geringen Stabilität der jungen Lößböden bewirtschaftungsbedingte Verdichtungen auf. Dies beruht vor allem auf geringen Ton- und Humusgehalten und auf geringer biologischer Aktivität.

Die aufgezeigten Standortmängel erfordern erhöhte Aufwendungen bei Düngung, Bodenbearbeitung und Beerntung. Dennoch bleiben die Erträge unter denen auf Altland. Diese Relation Aufwand/Ertrag muß neben den bodenkundlichen Kriterien bei der Bodenschätzung berücksichtigt werden. Bisher wurden gute Neulandböden mit 70-75, schlechtere mit 60-65 Punkten bewertet. Entsprechend ihrer Eigenschaften müßten sie um 10-20 Punkte abgestuft werden (SCHRÖDER 1986). Verdichtete und vernäbte Böden bedürfen der Melioration und bodenschonenden Bewirtschaftung. Auch gut rekultivierte Böden müssen schonend bewirtschaftet werden. Andernfalls entwickeln sie sich zu Pseudogleyen.

Literatur ENGELS, H. (1958): Physikalisch-chemische Bodenverhältnisse und Erträge rekultivierter Lößböden und ihre Beeinflussung durch ackerbauliche Maßnahmen.- Diss. Bonn

PETZOLD, E. (1978): Landwirtschaftliche Rekultivierung und Probleme der Erstbewirtschaftung im Braunkohlenbergbau.- Z.f.Kulturtechnik u. Flurbereinigung 19, 2-9

SCHRÖDER, D. (1986): Probleme der Bodenschätzung bei rekultivierten Böden aus Löß.- Z.f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 27, 318-325

SCHRÖDER, D., STEPHAN, S., SCHULTE-KARRING, H. (1985): Eigenschaften, Entwicklung und Wert rekultivierter Böden aus Löß im Gebiet des Rheinischen Braunkohlen-Tagebaus.- Z.Pflanzenem. Bodenk. 148, 131-146

SCHULZE, D. u. ENGELS, H. (1962): Rekultivierung von Lößböden im Rheinischen Braunkohlengebiet.-

1.Mitt. Z.Acker- u. Pflanzenbau 115, 115-143/ 2.Mitt. (1963), Z.Acker- u. Pflanzenbau 117, 247-272

SCHULZE, D. u. REZANIA, M. (1968): Fruchtbarkeit und Ertragsfähigkeit trocken umgelagerter Lößböden verschiedenen Rekultivierungsalters im Rheinischen Braunkohlengebiet.- Z.Acker- u. Pflanzenbau 129, 1-28

Rechnergestützte Konstruktion von Karten
zur Standortbewertung

von

Heiß, M., K.-F. Schreiber u. R. Thöle

Das Ziel des hier vorgestellten Projektes ist die Konstruktion von ökologischen Karten (=Eignungskarten) bzw. Karten mit ökologischer Bewertung von Folgewirkungen unterschiedlicher Nutzungsansprüche (Naturschutz, Landwirtschaft etc.).

Die quantitative und qualitative Eignung von Landschaften in bezug auf einen konkreten Nutzungsanspruch ist das Ergebnis der gemeinsamen Betrachtung der natürlichen Standortfaktoren und deren Bewertung. Die Faktoren zeichnen sich durch raum-zeitliche Variabilität und hohe Komplexität aus. Diese Tatsache zwingt zur Reduktion der Gesamtinformation auf problemadäquate Indikatoren.

Die rechnergestützte Konstruktion von ökologischen Karten soll vor allem dann eingesetzt werden, wenn die gemeinsame Betrachtung und Bewertung einer notwendigerweise großen Anzahl ökologischer Faktoren mit konventionellen Methoden nicht mehr sinnvoll geleistet werden kann.

Die zur Konstruktion von ökologischen Karten benötigten Daten können zusammen mit den zu ihrer Verschneidung und Bewertung notwendigen Algorithmen in einem "räumlichen Informationssystem" bereitgestellt werden. Die Abbildung 1 zeigt eine Möglichkeit zum Aufbau eines solchen Systems.

Das wesentliche Merkmal der Flächenverschneidung ist das Entstehen

neuer Schnittflächen, die sich nicht nur geometrisch, sondern auch inhaltlich von den ursprünglichen Flächen unterscheiden (HEISS et al., im Druck). Im Unterschied dazu geht es bei vielen kartographischen Programmsystemen um das "Übereinanderzeichnen" verschiedener Informationsebenen. Dabei werden - im Sinne der Verschneidung - keine neuen Flächen gefunden.

Es wird hier ein Programm zur Flächenverschneidung vorgestellt, das zur Zeit ausgetestet wird. In diesem System wurde der Verschneidung von Vektordaten der Vorzug gegenüber der Rasterverarbeitung eingeräumt. Die Verschneidung polygonaler Datenstrukturen bringt den Vorteil maximaler Flächenschärfe bei gleichzeitig geringem Speicherbedarf. Der Vorteil zeigt sich u.a. bei sehr kleinen Flächen, wenn diese eine hohe inhaltliche Relevanz haben und nicht vernachlässigt werden dürfen.

Im hier gezeigten Beispiel wurde das Programm zur Ableitung einer agrarökologischen Eignungskarte eingesetzt. Vor der Verschneidung müssen die erforderlichen Grundlagenkarten digital zur Verfügung stehen. Neben den beiden in Abb. 2 u. 3 dargestellten Verbreitungskarten "Humusgehalt" und "Mächtigkeit der Ackerkrume" wurden entsprechend den Eingangsbedingungen des ausgewählten Bewertungsmodells (s.u.) weitere Parameter, wie z.B. Bodenart des Oberbodens, Grundwasserflurabstand, für diesen Anwendungszweck aufbereitet und in den Verschneidungsvorgang einbezogen.

Die Verschneidung der Karten erfolgt schrittweise. Im ersten Schritt werden alle Schnittflächen errechnet, die sich aus der Überlagerung der Karten Mächtigkeit d. Ackerkrume und Humusgehalt ergeben. Inhaltlich ist jede Schnittfläche durch die Kombination der jeweiligen Ausprägungen der beiden Merkmale gekennzeichnet. Im zweiten Schritt wird das Verschneidungsergebnis mit der dritten Karte in gleicher Weise verknüpft, u.s.w.

Nach der Verschneidung liegen die kleinsten möglichen Flächen vor, die man, bezieht man sich auf die Kombination der von ihnen repräsentierten Merkmalsausprägungen, auch als kleinste Bewertungseinheiten bezeichnen kann.

Die Bewertung dieser Einheiten zur Ableitung der gewünschten Eig-

nungskarte erfolgt anschließend in einem Bewertungsmodell. Im hier realisierten Modellauf wurde die Anbaueignung des Untersuchungsgebietes für Winterweizen geschätzt. Der zu diesem Zwecke in das System integrierte Algorithmus simuliert das Wachstum der gewünschten Feldfrucht unter verschiedenen Standortbedingungen (vgl. BOSSEL, 1985). Das Programm schätzt die Zielgröße Winterweizenertrag für jede Bewertungseinheit (ROSENBAUM et al., in diesem Band). Einheiten identischer Zielgröße werden automatisch zu Flächen gleicher Eignung zusammengezogen. Die graphische Darstellung dieser Eignungsflächen ist die hier gezeigte Auswertungskarte. (vgl. Abb. 4).

Literatur:

Bossel, H., 1985: Umweltdynamik. 30 Programme für kybernetische Umwelterfahrungen auf jedem BASIC-Rechner. te-wi Verlag München, 466 S.
 Heiß, M., K.-F. Schreiber, R. Thöle: Automatical production of maps for site evaluation. Geol. Jb. A, im Druck.
 Rosenbaum, T., K.-F. Schreiber, R. Thöle, 1987: Ökologische Bewertung landwirtschaftlicher Nutzflächen. Mitt. dt. Bdkdl. Ges., in diesem Band.

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Unterstützung dieses Projektes im Rahmen des Schwerpunktprogrammes "Digitale Geowissenschaftliche Kartenwerke".

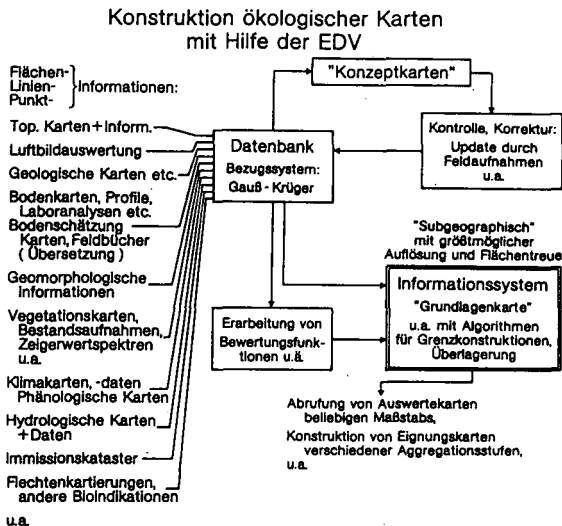


Abb. 1: Konstruktion von Ökologischen Karten mit Hilfe der EDV

Abb. 2: Organische Substanz im Oberboden



Mit Genehmigung der Stadt Münster - Vermessungs- und
Katasteramt - vom 13.01.87 Kontrollnummer 01/87

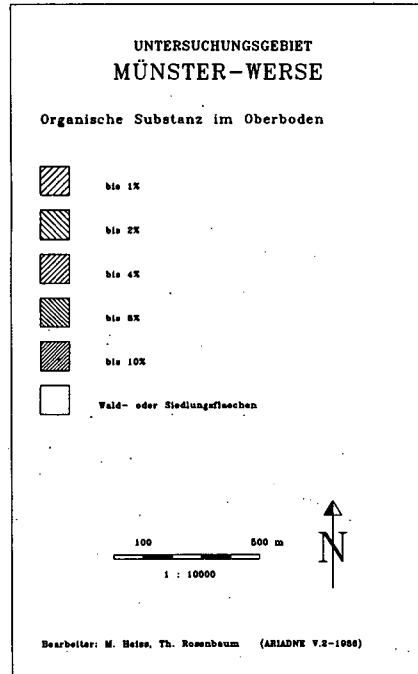


Abb. 3: Mächtigkeit der Ackerkrume



Mit Genehmigung der Stadt Münster - Vermessungs- und
Katasteramt - vom 13.01.87 Kontrollnummer 01/87

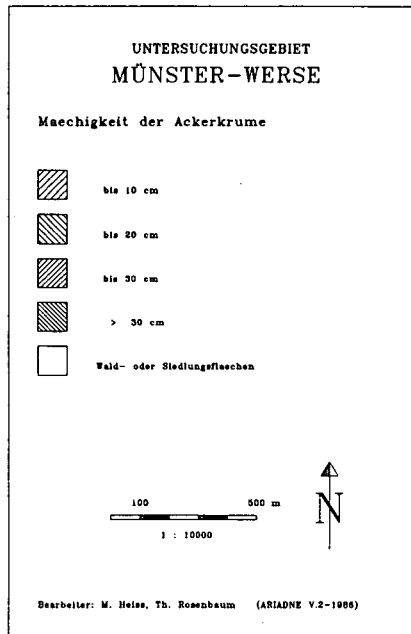
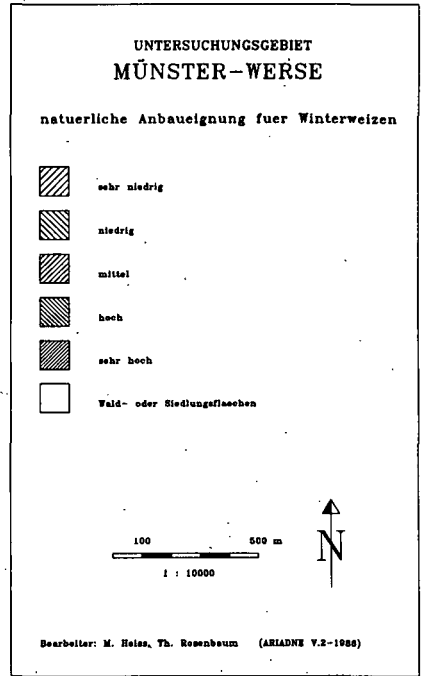


Abb. 4: Natürliche Anbaueignung für Winterweizen



Mit Genehmigung der Stadt Münster - Vermessungs- und
Katasteramt - vom 13.01.87 Kontrollnummer 01/87



Auswirkungen der Krümen- und Unterbodenbearbeitung
auf einige Bodeneigenschaften

von

Heß, J. und H. Fränken*)

1. Einleitung und Problemstellung: Im Rahmen eines Bodenbearbeitungsversuches zum Klee grasumbruch auf einer Pseudogley-Braunerde aus sandigem Lehm wurden die Auswirkungen der Krümen- und Unterbodenbearbeitung auf einige Bodeneigenschaften untersucht. Ziel dieses Versuches war es, die Bodenbearbeitung im Hinblick auf den Erhalt der für den ökologischen Landbau besonders wichtigen positiven Vorfruchteigenschaften aus dem zweijährigen Klee grasanbau (KAHNT 1986) zu optimieren.

Bei Voruntersuchungen im Sommer 1985 wurden mittels Eindringwiderstandsmessungen Verdichtungen im Bereich der Bearbeitungsgrenze festgestellt (Abb. 1). Diese Pflugsohlenverdichtungen waren der

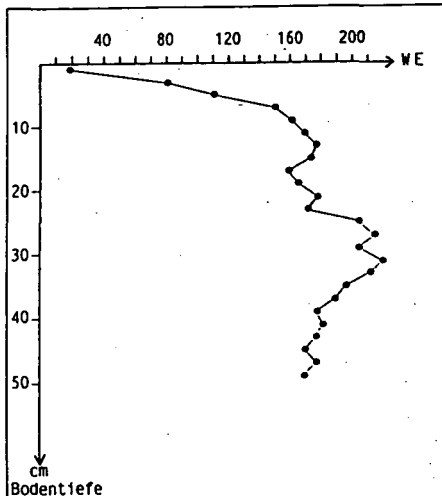


Abb. 1: Eindringwiderstand unter Klee gras (2. Nutzungsjahr) 7/85

Anlaß, die Unterbodenbearbeitung in das Versuchsprogramm mitaufzunehmen. Von der ursprünglichen Absicht, die Lockerungsmaßnahme nach dem ersten oder zweiten Schnitt vorzunehmen, um eine Stabilisierung der neu geschaffenen Hohlräume durch die wieder nachwachsenden Wurzeln des Klee grasses zu erreichen, mußte wegen zu hoher Bodenfeuchte während des Sommers 1985 Abstand genommen werden, so daß die Lockerung erst nach dem dritten Schnitt zusammen mit dem Klee grasumbruch durchgeführt werden konnte.

*) Institut für Pflanzenbau der Universität Bonn
Katzenburgweg 5, D-5300 Bonn 1

2. Material und Methodik: Der Feldversuch wurde auf einem biologisch-dynamisch wirtschaftenden Betrieb am Niederrhein angelegt.

Standortverhältnisse: Klima

- * 9,7°C Jahresdurchschnittstemperatur
- * 700 mm mittlerer Jahresniederschlag

Boden

- * Pseudogley-Braunerde aus sandigem Lehm entstanden aus Hochflutablagerungen über der Niederterrasse des Rheines

Versuchsanlage: 2 Faktoren mit 3 Wiederholungen

Faktor 1: Krumbearbeitung

- * betriebsüblich/Pflug (18-20 cm wenden)
- * Rotorgrubber (20-25 cm lockern, ca. 10 cm mischen)

Faktor 2: Unterbodenbearbeitung

- * Rüttelgrubber (40-45 cm lockern)
- * ohne Unterbodenbearbeitung (Kontrolle)

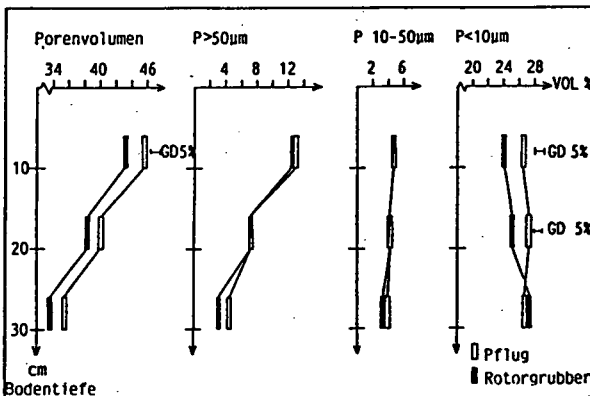
Folgende Methoden der Bodenuntersuchung wurden eingesetzt:

Bestimmung * des Eindringwiderstandes

- * der Lagerungsdichte
- * der Porengrößenverteilung
- * der Durchwurzelung
- * der Dehydrogenaseaktivität

Die Entnahme der Bodenproben erfolgte in Abhängigkeit von den Arbeitstiefen der eingesetzten Bodenbearbeitungsgeräte.

3. Ergebnisse: Die differenzierte KRUMBearbeitung brachte für die Durchwurzelung und die Lagerungsdichte keine absicherbaren Unterschiede. Beim Porenvolumen und bei der Porengrößenverteilung



schiede. Beim Porenvolumen und bei der Porengrößenverteilung

(Abb. 2) war jedoch eine Tendenz zur

Abb. 2: Porengrößenverteilung unter Winterweizen (EC 39) in Abhängigkeit von der Krumbearbeitung,

BhH 1986

Dichtlagerung bei der nicht-wendenden Bodenbearbeitung erkennbar. In der Krume verursachte die Pflugbearbeitung in allen untersuchten Tiefen ein um ca. 2 Vol.-% höheres Porenvolumen, das im oberen und mittleren Krumbereich im wesentlichen auf eine Erhöhung der Poren <10 µm zurückzuführen ist.

Dem entgegen stehen die Ergebnisse der Eindringwiderstandsmessungen mit der Rammsonde, die für den Pflug einen höheren Eindringwiderstand ausweisen.

Für die Dehydrogenaseaktivität, als ein bodenbiologischer Parameter,

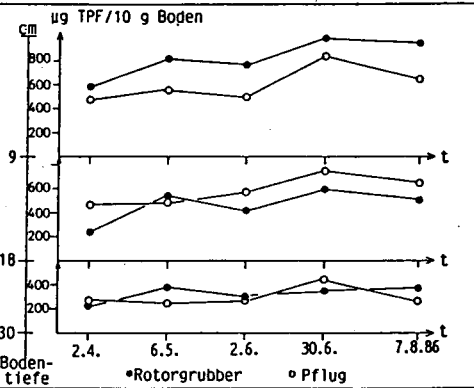


Abb. 3: Dynamik der DHA nach Klee-grasumbruch in Abhängigkeit von Krumbearbeitung und Bodentiefe

ergibt sich eine vom Bodenbearbeitungsverfahren beeinflusste Differenzierung nach der Bodentiefe. So liegen die Werte für die nicht-wendende Variante im oberen Krumbereich zu allen Untersuchungs-terminen deutlich über denen des Pfluges. Im mittleren Krumbereich stellt sich die Situation dann umgekehrt dar, während im unteren Krumbereich keine einheitliche Tendenz mehr erkennbar ist.

Deutliche Unterschiede im Bodengefüge wurden durch die differenzierte UNTERBODENbearbeitung verursacht. Eine Messung des Eindringwiderstandes unter Winterweizen (EC 39) dokumentiert den Lockerungserfolg des Rüttelgrubbers (Abb. 4).

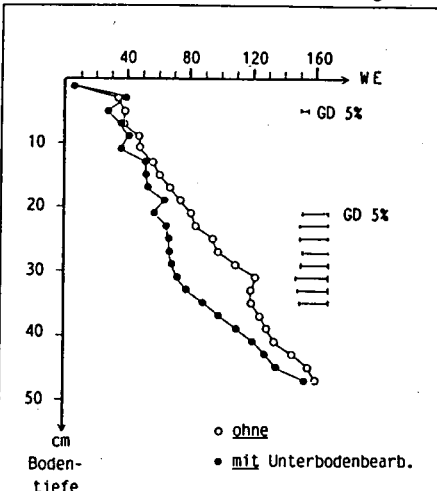


Abb. 4: Eindringwiderstand unter Winterweizen (EC 39) in Abhängigkeit von der Unterbodenbearbeitung, Bh 5/86

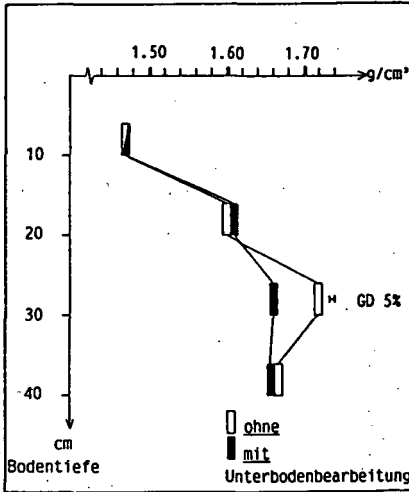


Abb. 5: Lagerungsdichte (g/cm^3) im Bodenprofil in Abhängigkeit von der Unterbodenbearbeitung

Auch für die Lagerungsdichte und die Porengrößenverteilung ergibt sich eine vergleichbare Differenzierung (Abb. 5 und 6). Für die Porengrößenverteilung ist festzustellen, daß die Erhöhung des Porenvolumens von 34,6 auf 37,7 Vol.-% im Bereich der Bearbeitungsgrenze insbesondere auf eine Anhebung des Anteils an schnell-dränenden Grobporen ($>50\mu\text{m}$) zurückzuführen ist. Dieser Effekt wird durch eine Reduzierung der Poren $<10\mu\text{m}$ teilweise wieder kompensiert.

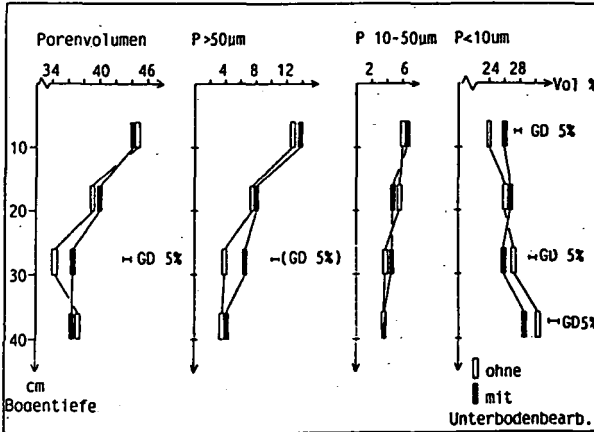


Abb. 6: Porengrößenverteilung im Bodenprofil unter Winterweizen (EC 39) in Abhängigkeit von der Unterbodenbearbeitung

Zum gleichen Zeitpunkt durchgeführte Wurzeluntersuchungen zeigen ebenfalls positive Auswirkungen der Unterbodenbearbeitung auf die Durchwurzelungsintensität in 25, 35 und 55 cm Bodentiefe (Abb. 7).

Eine Erhöhung der Dehydrogenaseaktivität in der gelockerten Bodenschicht konnte nicht nachgewiesen werden.

Als ein sehr wesentlicher Parameter für den Bearbeitungserfolg sei der Ertrag der angebauten Feldfrucht angeführt. Wie aus Abbildung 8

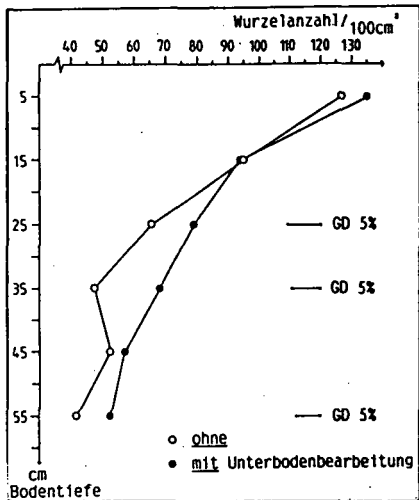


Abb. 7: Wurzelentwicklung bei Winterweizen in Abhängigkeit von der Unterbodenbearbeitung, BHH 1986

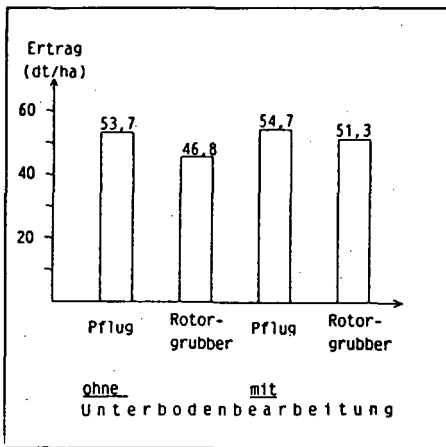


Abb. 8: Winterweizenenerträge nach Klee grasumbruch in Abh. von der Bodenbearbeitung

ersichtlich, traten keine absicherbaren Ertragsunterschiede auf. Es ist aber festzustellen, daß die Unterbodenbearbeitung, also das Aufbrechen der Pflugsohlenverdichtung, tendenziell einen Mehrertrag gebracht hat, ebenso die Pflugbearbeitung gegenüber der nicht-wendenden Variante.

4. Diskussion: Ziel des Versuches war, den Vorfruchtwert des zweijährigen Klee grasses mittels der Bodenbearbeitung möglichst vollständig für die Folgefrucht Winterweizen zu erhalten. Gemessen am Ertrag ist dies mit der wendenden Bodenbearbeitung tendenziell doch besser gelungen als mit Verzicht auf das Pflügen. Zu vergleichbaren Ergebnissen im Hinblick auf die Bodenbearbeitung kam auch SPIESS (1978), der ebenfalls Vorteile für den Pflug bei Porengrößenverteilung und Lagerungsdichte feststellen konnte, die sich in o.a. Versuch in der gleichfalls ermittelten Durchwurzelung niederschlugen.

Eine von DEBRUCK (1975) beobachtete, durch die sogenannte 'Kopflastigkeit' bei Verzicht auf den Pflug bedingte intensivere Durchwurzelung der obersten Bodenschicht konnte also nicht festgestellt werden. Dieser Effekt ist wohl auch erst nach mehreren Jahren 'Pflugverzicht' zu erwarten.

Der im Widerspruch zu den anderen physikalischen Bodeneigenschaften

stehende geringere Eindringwiderstand in der Rotorgrubbervariante ist in erster Linie eine Folge der höheren Bodenfeuchte in dieser Variante, die auch die Wurzelentwicklung beeinträchtigt haben könnte. Daß sich positive bodenphysikalische Voraussetzungen nicht zwangsläufig in gesicherten Mehrerträgen niederschlagen müssen, wies auch BORCHERT (1982) in einem Bodenbearbeitungsversuch nach.

Deutlich wurde der Einfluß der Krumenbearbeitung auf die Dehydrogenaseaktivität. Es zeigte sich eine an die Einarbeitungstiefe der organischen Substanz gekoppelte Tiefenabstufung, die die von BECK (1984) beschriebenen prinzipiellen Beziehungen zwischen dem Humusgehalt und den mikrobiologischen Eigenschaften bestätigt.

Den Erfolg der Unterbodenbearbeitung dokumentieren die Ergebnisse für die Lagerungsdichte, die Porengrößenverteilung, den Eindringwiderstand, die Durchwurzelung und letztlich den Ertrag.

Daß eine biologische Aktivierung des gelockerten Unterbodens anhand der Dehydrogenaseaktivität nicht nachgewiesen werden konnte, im Gegenteil sogar höhere Werte für die ungelockerte Variante ermittelt wurden, obwohl für die bodenphysikalischen Kennwerte positive Auswirkungen erfaßt wurden, deckt sich mit Ergebnissen von GREILICH und KLIMANEK (1976), die bei Böden mit hohen Lagerungsdichten ebenfalls die höhere TTC-Reduktion im Vergleich zu Böden mit niedrigeren Lagerungsdichten feststellen, die im Hinblick auf andere bodenbiologische Parameter überlegen waren.

Abzuwarten bleibt nun, wie lange der Lockerungserfolg anhält, auch im Hinblick auf die Tatsache, daß gelockerte Böden besonders verdichtungsanfällig sind (HORN 1985). Wichtige Voraussetzung dafür ist nach SCHRÖDER (1986) eine optimale Nachbewirtschaftung, die auf einem ökologisch wirtschaftendem Betrieb gegeben sein sollte.

Literatur: BECK, T., 1984: Mikrobiologische und biochemische Charakterisierung landwirtschaftlich genutzter Böden, II. Mitteilung: Beziehungen zum Humusgehalt, Z.Pflanzenernähr.Bodenk. 147, 467-475. BORCHERT, H., 1982: Gefügeveränderungen nach Umstellung von konventioneller auf Minimalbodenbearbeitung - Mitt.,Dt.Bodenk. Ges. 34, 205-208. DEBRUCK, J., 1975: Der Einfluß der Minimalbodenbearbeitung auf Bodenfruchtbarkeit und Ertrag, Kali-Briefe 8, 1-13. GREILICH, J. und E.-M. KLIMANEK 1976: Zum Einfluß unterschiedlicher Intensität der Bodenbearbeitung auf den O₂- und CO₂-Gehalt der Bodenluft sowie auf einige bodenphysikalische Kennwerte, Arch.Acker- und Pflanzenbau und Bodenk. Berlin 20, 3, 177-186. HORN, R., 1985: Bodenphysikalische Probleme bei der Betrachtung der Befahrbarkeit und Bearbeitbarkeit von Böden, Z.f.Vegetationstechnik, 8, 1-5. KAHNT, G., 1986: Biologischer Pflanzenbau, Ulmer, Stuttgart. SCHRÖDER, D., 1986: Bodenverdichtungen und Bodenerosion-wie begegnen? in: Bodenschutz - mit der Landwirtschaft, Arbeiten der DLG, 185, 177-186. SPIESS, H., 1978: Konventionelle und biologisch-dynamische Verfahren zu Steigerung der Bodenfruchtbarkeit, Diss. Gießen.

Diese Untersuchungen wurden mit finanzieller Unterstützung des MURL/NRW durchgeführt.

Boden und Klima als Potential des Getreideertrages
in Schleswig-Holstein

von

Kneib, W.D. und Schroeder, D.*

Der Begriff Potential wird in der wissenschaftlichen Literatur sehr unterschiedlich benutzt. Im folgenden soll darunter die Leistungsfähigkeit einer Bodenfunktion und einer Klimafunktion für Teile der Pflanzenproduktion verstanden werden. Die Frage nach der Unterscheidung in aktuelle und potentielle Funktion stellt sich dabei nur theoretisch, weil es zur Bestimmung der potentiellen Leistungsfähigkeit der isolierten Untersuchung eines Bodenkörpers unter Ausschluß aller Fremdeinflüsse und anthropogenen Eingriffe hinsichtlich der ertragsbildenden Faktoren bedarf. In dem Wirkungsgefüge Mensch - Boden - Klima - Ertrag ist die Einflußnahme des Menschen nur dann als konstant zu setzen, wenn die Stichprobe eine ausreichende zeitliche und räumliche Repräsentanz aufweist. Davon kann ausgegangen werden, wenn für die jeweiligen Naturraum- und Bodeneinheiten langjährige Ertrags- und Klimadaten vorliegen.

Für diese Untersuchung wird angenommen, daß die so gewonnene Ableitung der aktuellen Leistungsfähigkeit unter bestimmten - für die Böden jedoch ähnlichen - menschlichen Eingriffen auch die potentielle Leistungsfähigkeit beschreibt.

Angesichts eines derart hohen Ertragsniveaus, das in Schleswig-Holstein erreicht ist, fragt man sich, inwieweit die Leistungsfähigkeit der Böden noch Ziel wissenschaftlicher Untersuchungen sein kann. Wenn man allerdings bedenkt, daß der Getreideberg in der EG mittlerweile fast die Höhe des Eiffelturms erreicht hat und die Nitratwerte im Grundwasser

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Univ. Kiel

beständig steigen, dann wird an diesen beiden Fakten eine Konfliktsituation deutlich, die es notwendig macht, Ökonomie und Ökologie in ein vernünftiges Nebeneinander zu bringen. Dazu gehört der Versuch, die natürlichen Determinanten der Ertragsbildung zunächst einmal regional sicher zu bestimmen. Daß Erträge nicht mehr vornehmlich von der Düngung abhängen, ist aus Abbildung 1 ersichtlich.

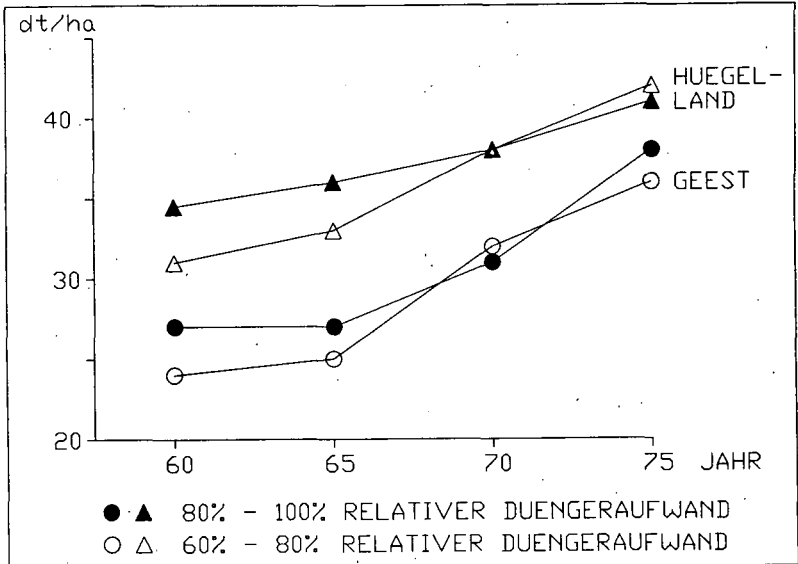


Abb. 1: Beziehung zwischen Düngeraufwand in Geld und Getreideertrag in Schleswig-Holstein.

Seit 1970 etwa ist anhand der buchführenden Betriebe in den Haupt-Naturräumen Hügelland und Geest (mit jeweils gleichem Ackerflächenanteil) nicht mehr zu belegen, daß höherer Geldaufwand auch zu höheren Erträgen führt. Obwohl hier keine eindimensionalen Erklärungen möglich sind, soll auf eine denkbare Begründung am Ende des Artikels noch eingegangen werden. Aus der Darstellung wird jedoch deutlich, daß das naturraumbezogene Ertragspotential zu keinem Zeitpunkt durch Düngemaßnahmen zu kompensieren war.

Die folgenden Schlußfolgerungen sind das Ergebnis einer Reihe umfangreicher Auswertungen der schleswig-holsteini-

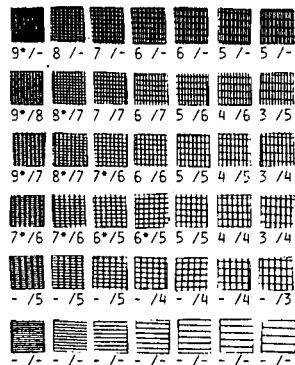
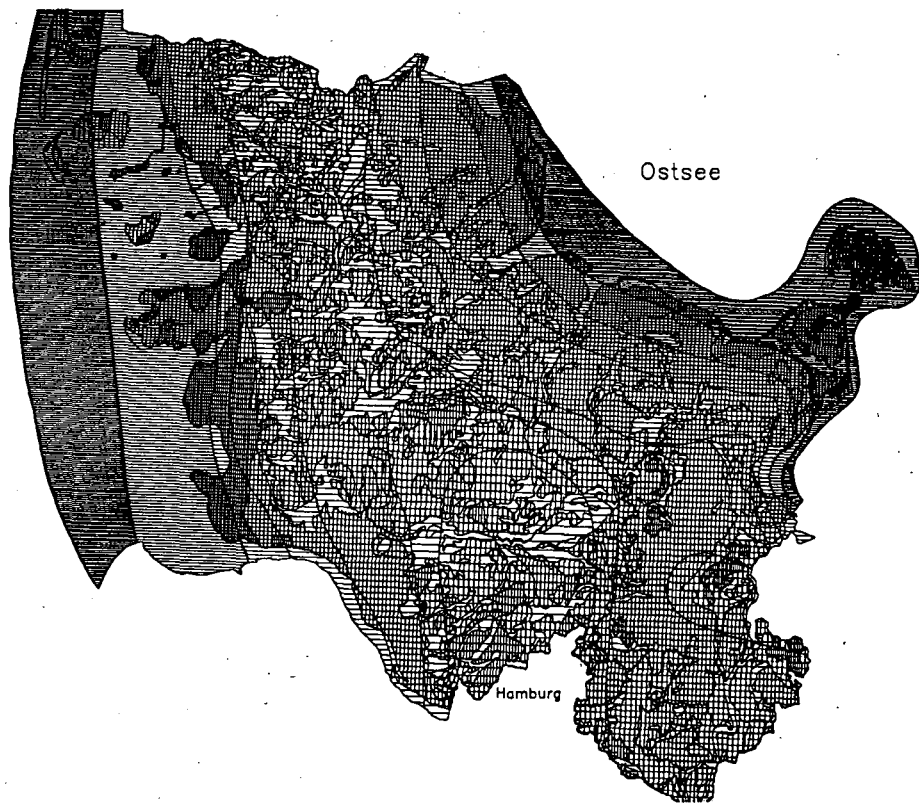
schen Agrarstatistik (Einzelheiten dazu in KNEIB, 1981; KNEIB, LAMP, 1981; KNEIB, 1983; KNEIB, SCHROEDER, 1984; KNEIB, 1985), aus denen deutlich wird, daß das Ertragspotential des Getreides in Schleswig-Holstein über Bodenformenverteilungen und wenige Klimaparameter genau beschrieben werden kann.

Die regionale Ertragsschwankung liegt für Getreide bei etwa 50% des jährlichen Maximalertrages (bezogen auf den mittleren Ertrag von Buchführungsbezirken = Kleinnaturräume), die zeitliche Ertragssicherheit über 20 Jahre (von 1955-1975) ergibt für die Kleinnaturräume Spannweiten von 15 - 30% Relativertrag.

In Anlehnung an eine Vielzahl pflanzenphysiologischer und pflanzenbaulicher Untersuchungen wurde das Sättigungsdefizit der Luft als einer der wichtigsten ertragsbildenden Klimafaktoren geprüft und bestätigt. Mit Abnahme des Sättigungsdefizits (Summe der Monate Mai und Juni) um 1 mm geht im langjährigen Mittel eine Ertragssteigerung um 5% des Maximalertrages einher, d.h. bei Schwankung des Sättigungsdefizits zwischen 8 und 13 mm in Schleswig-Holstein werden etwa 25% Ertragsschwankung aus diesem Klimafaktor und etwa 25% aus den unterschiedlichen Bodenformenverteilungen erklärbar.

Aus einer gezielten Auswertung der "Besonderen Erntetermineitlung Schleswig-Holstein" (Einzelheiten siehe KNEIB, SCHROEDER, 1984) wird deutlich, daß es bei Winterweizen auch eine Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge des Sommerhalbjahres gibt. In Abhängigkeit von der nFK der Böden ist trotz abnehmenden Sättigungsdefizits keine Ertragssteigerung feststellbar, wenn ein bestimmter Niederschlag (z.B. 380 mm im Sommerhalbjahr) unterschritten wird, bei deutlicherer Abnahme kommt es sogar zu Ertragsdepressionen; demgegenüber bleibt der Kurvenverlauf bei Winterroggen gleichbleibend und ist eindeutig weniger stark klimaabhängig.

Eine Darstellung der beiden Einflußgrößen Boden und Klima ist in Abbildung 2 wiedergegeben. Die den dargestellten Ergebnissen entsprechende Bewertung ist aus der Legende für beide Getreidearten getrennt ablesbar.



Winterweizen/ Winterroggen
 Die Zahlen entsprechen Intervallen
 des jährlichen Maximalertrages in
 Prozent, z.B. 9 = 90-100%, 8 = 80-
 90% usw. - = keine Anbaufläche
 *für Gebiete mit weniger als 380 mm
 Niederschlag im Sommerhalbjahr, be-
 steht eine hohe Wahrscheinlichkeit
 für Ertragsdepressionen (für 20 mm
 Niederschlagsdefizit bis zu einer
 Intervallstufe)

Abb. 2: Ertragspotential für Winterweizen und Winterroggen (Quellen : Bodenkar-
 te 1:500000 des Geolog.Landesamts Schleswig-Holstein und Daten des Wet-
 teramts Schleswig zum Sättigungsdefizit)

Die daraus deutlich werdende Ertragsgunst bzw -ungunst wird durchaus im Anbauverhalten der Landwirtschaft deutlich. So wird Winterweizen z.B. zu ca. 75% im ostholsteinischen Hügelland und 15-25% in der Marsch und nur <10% in der Geest angebaut, als "Ersatzgetreide" dient hier der Winterroggen mit 70% (der Rest entfällt auf das Hügelland). Man könnte also an dieser Stelle mit der Erkenntnis enden, daß die Wissenschaft (wieder einmal?) mit aufwendigen Methoden das nachgewiesen hat, was die Praxis längst weiß.

Diese Aussage ist jedoch voreilig, wenn man bedenkt, daß durch die Schlagvergrößerungen (bei Winterweizen z.B. im Durchschnitt mindestens vervierfacht von 2 auf über 8 ha) inzwischen eine viel höhere feldbezogene Bodenvariabilität bewirtschaftet werden muß.

Da nach einer Vielzahl von Untersuchungen z.B. feststeht, daß die gesamte Bodenvariabilität des Großnaturraums Hügelland (660000 ha) bereits auf 6 ha vorzufinden ist, wird deutlich, daß der Landwirt zunehmend in der Gefahr steht, sein Bodenpotential mit den ertragsbildenden Maßnahmen unspezifisch zu behandeln (siehe mangelnde Düngewirksamkeit Abb. 1).

Wenn man die feldbezogene Streuung der Erträge mißt (Einzelheiten dazu bei KNEIB, 1985), dann stellt man für Winterweizen im Rahmen der Besonderen Ernteermittlung in den letzten Jahren eine mittlere schlagbezogene Streuung von 32 dt/ha (Spannweite) fest. Dieser Wert entspricht den 25%, die allein durch unterschiedliche Bodenformenverteilungen bedingt sein können (siehe oben).

Die Untersuchungen legen den Schluß nahe, daß eine ökologisch orientierte Bodenbewirtschaftung nur möglich ist, wenn die Bodenvariabilität eine ausreichende Berücksichtigung erfährt. Dies ist weder mithilfe der Bodenschätzung (vornehmlich wegen der geringen Erfassungstiefe und der begrenzten Merkmale) noch mit herkömmlichen Bodenkarten (wegen des Maßstabs, der Regionalisierung und nicht selten der Erhebungstechnik (siehe dazu WOLFF, KNEIB, SCHEMSCHAT in diesem Band), möglich. Hofbodenkarten, die insbesondere ökologisch

wichtige Schätzgrößen zum Bodenwasserhaushalt und zur Nährstoffkapazität regional zweifelsfrei wiedergeben, sind hierfür die beste Voraussetzung (zur digitalen Umsetzung der Ergebnisse von Hofbodenkarten siehe LAMP in diesem Band). Bodenschutz in der Landwirtschaft muß auf jedem einzelnen Hof stattfinden. Er wird aber derzeit nur berücksichtigt, wenn ökologische Belange auch ökonomisch vertretbar sind. Ein erster Schritt liegt darin, Schläge mithilfe einer Hofbodenkarte standortgerecht, d.h. gemäß ihrer natürlichen Vorgaben zu bearbeiten und nur in der Menge selektiv zu düngen und zu behandeln, die das jeweilige langfristige Potential erlaubt.

LITERATUR:

KNEIB (1981): Bodenkundlich-agronomische Auswertung der Agrarstatistik am Beispiel Schleswig-Holsteins. Tagungsband Informationsverarbeitung in der Landwirtschaft, Hohenheim.

KNEIB; LAMP (1981): Zur quantitativen Erfassung und Bewertung von Pedofunktionen I und II. Mitt.Dtsch.Bodenkd.Ges. 32.

KNEIB (1983): Bodenregionalisierung aus Vorinformationen und durch Modellierung zur Feststellung der Bodeneigung für Winterroggenertrag. Mitt.Dtsch.Bodenkd.Ges. 36.

KNEIB; SCHROEDER (1984): Die Bewertung der Pedofunktion "Pflanzliche Produktion" in Schleswig-Holstein. Z.Pflanzenernaehr.Bodenkde. 147, S.425

KNEIB (1985): Bodenvariabilität und regionale Ertragssicherheit in Schleswig-Holstein. Mitt.Dtsch.Bodenkd.Ges. 43 I.

Beurteilung und Vorhersage der mechanischen
Belastbarkeit von Ackerböden

von

Lebert, M., N. Burger u. R. Horn⁺⁺)

Kurzfassung: Die Bestimmung der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden verlangt eine umfassende Vorgehensweise, um die komplexen Beziehungen zwischen Bodendruck und dessen räumlicher Fortpflanzung und dessen Auswirkungen auf den physikalischen Zustand des Bodens, im Hinblick auf dessen Eignung als Pflanzenstandort, vollständig zu erfassen. Deshalb werden bodenphysikalische Messungen an verschiedenen texturierten und strukturierten typischen bayerischen Böden auf zwei Ebenen durchgeführt:

- 1) In situ Druckmessungen, um die unter bei uns üblichen Anbaubedingungen auftretenden mechanischen Belastungen quantitativ zu bestimmen,
- 2) Labormessungen an ungestörten Bodenproben, zur Ermittlung bodenmechanischer Kenngrößen wie Konzentrationsfaktoren, Vorbelastung, Zeitsetzungsverhalten und Scherparameter sowie zur Bestimmung der auflastabhängigen Veränderung pflanzenökologisch relevanter, bodenphysikalischer Eigenschaften.

Abstract: The determination of soil compressibility requires multifunctional methods in order to deal adequately with the complex connections between what growing plants require from the soil and its physical characteristics as affected by the loads, which it has to support. Therefore physical measurements for differently textured and structured typical soils in Bavaria are performed on two levels:

- 1) in situ pressure transmission measurements to get knowledge about the natural strength conditions,
- 2) lab measurements on undisturbed soil samples for the determination of the stress concentration factors, preconsolidation load values, time dependency of the settlement, as well as the load dependent variation of soil physical properties.

++) Abt. Bodenphysik, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

Einleitung: Da steigende mechanische Belastungen unsere Ackerböden zunehmend verdichten können, ist es wichtig, die Grenzen der mechanischen Belastbarkeit zu ermitteln und vorherzusagen. Der Boden als Pflanzenstandort muß einerseits hohe Maschinengewichte tragen können, andererseits aber ein Porensystem bereitstellen, welches den Anforderungen der Pflanze genügt. Im Folgenden wird eine Vorgehensweise beschrieben, mit der die mechanische Belastbarkeit von verschiedenen texturierten und strukturierten typischen bayerischen Böden ermittelt und vorhergesagt wird.

Methoden: Abb. 1 zeigt schematisch den Untersuchungsablauf.

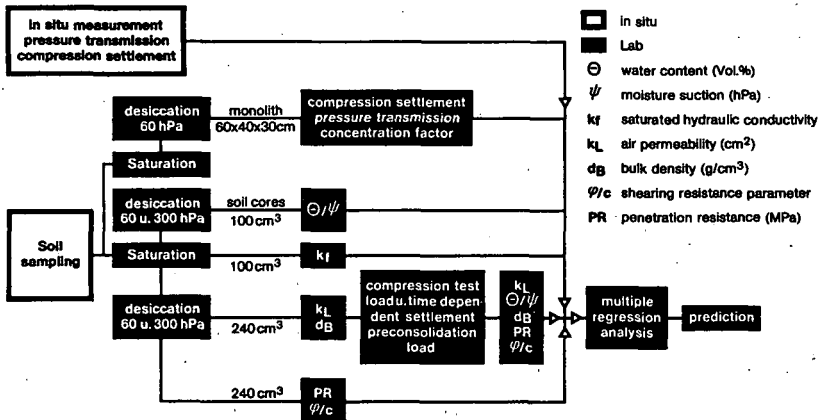


Abb. 1: Untersuchungsablauf Measuring procedure

Um die unter landwirtschaftlichen Nutzfahrzeugen auftretenden Drücke und deren Tiefenwirkungen bei den verschiedenen Böden zu erfassen, werden Druckmessungen im Freiland unter fahrenden Schleppern durchgeführt. Die Drücke werden in verschiedenen Tiefen, bis maximal 60 cm, mit Druckmeßdosen registriert, die Dehnungsmeßstreifen enthalten. Der Zustand des Bodengefüges unter der Fahrspur wird im Labor analysiert.

Auf Grund unterschiedlicher Bodenfeuchtebedingungen an den einzelnen Standorten und unterschiedlicher Schlepperbesätze der Landwirte, werden an jedem Standort ungestörte Bodenmonolithen mit einem Volumen von 72 dm³ entnommen. Diese Monolithen werden im Labor, nach Entwässerung auf eine einheitliche Wasserspannung

von 60 hPa, statisch belastet. Die Druckfortpflanzung wird gemessen und Konzentrationsfaktoren werden daraus berechnet. Auf diese Weise läßt sich das Druckfortpflanzungsverhalten der Böden direkt vergleichen.

Um die Auswirkungen des Bodendruckes auf das Bodengefüge zu ermitteln, werden im Labor ungestörte Stechzylinderproben untersucht. Die Proben werden aus verschiedenen Bodentiefen entnommen. Pflanzenökologisch wichtige bodenphysikalische Parameter werden bestimmt, die Proben werden dann belastet, mit Drücken von 10 - 800 kPa, anschließend werden die vorher gemessenen Parameter noch einmal bestimmt. So wird die auflastabhängige Veränderung von bodenphysikalischen Eigenschaften erfaßt.

Zur Charakterisierung des Stabilitätszustandes der Böden werden die bodenmechanischen Kenngrößen Vorbelastung, Druck- und Zeitsetzung und Scherwiderstand bestimmt. Die Labormessungen werden bei zwei Entwässerungsstufen, 60 und 300 hPa, durchgeführt, um Wasserspannungseinflüsse zu erfassen.

Nach Überprüfung der Übertragbarkeit der Labormessergebnisse auf in situ Verhältnisse, werden die Ergebnisse mit Hilfe statistischer Verfahren bewertet, um somit relevante Meßgrößen zu ermitteln, aus denen Nomogramme für die Ermittlung der mechanischen Belastbarkeit von Böden erstellt werden können.

Ergebnisse und Diskussion:

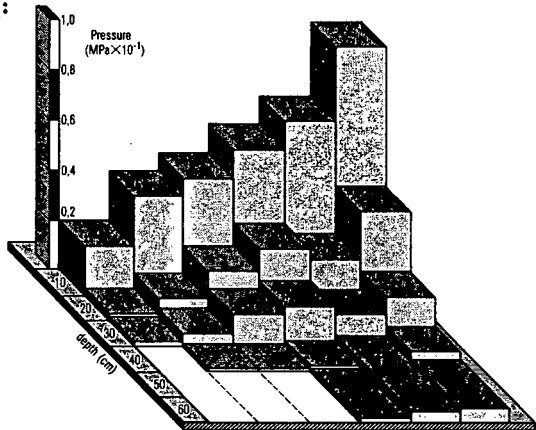


Abb. 2: Vertikale Druckfortpflanzung unter 3 verschiedenen schweren Schleppern

Vertical pressure transmission under 3 different heavy tractors

Wheel position	front	rear	front	rear	front	rear
Wheel Load (kg)	200	300	410	615	1200	1800
Tire inflation pressure (kPa)	180	140	300	240	200	160
contact area pressure (kPa)	220	180	340	280	240	200
contact area (cm ²)	91	167	121	220	500	900
rut depth (mm)	35	40	50	50	50	55
Energy (kW)		11		37		96

Abb. 2 zeigt das Ergebnis von Freilanddruckmessungen an einer Braunerde aus lehmigem Sand der Oberen Süßwassermolasse. Dargestellt sind die vertikalen Druckverteilungen unter drei verschiedenen schweren Schleppern, jeweils aufgeteilt in Vorder- und Hinterrad. Es ist zu erkennen, daß trotz annähernd gleichem Kontaktflächendruck, die Druckfortpflanzung mit steigender Radlast und wachsender Kontaktfläche eine intensivere Tiefenwirkung hat.

In Abb. 3 sind die Ergebnisse der Monolithdruckmessungen für den gleichen Standort dargestellt, bei einem statischen Druck von 250 kPa. Man erkennt, daß der instabilere Oberboden eine intensivere Setzung erfährt, und daß die Isobaren einen senkrechteren Verlauf haben als beim Unterboden. Der Unterboden, der die Pflugsohle enthält, hat eine höhere Vorbelastung und ist dadurch stabiler. Daher errechnen sich für Ober- und Unterboden unterschiedliche Konzentrationsfaktoren V_k (V_k Oberb. = 5,0, V_k Unterb. = 2,5, in Tiefe 16 cm).

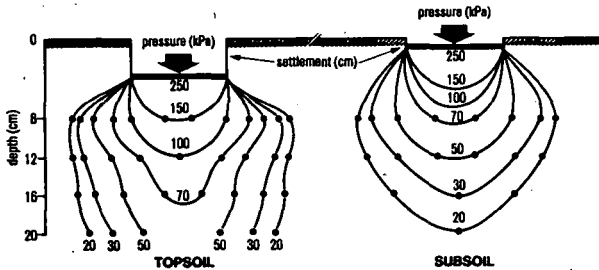


Abb. 3: Räumliche Druckfortpflanzung in Bodenmonolithen
Spatial pressure transmission in soil monoliths

In Abb. 4 sind die Tiefenverläufe von Vorbelastung, Luftleitfähigkeit und Eindringwiderstand am gleichen Profil dargestellt. Man erkennt, daß der Boden im Bereich der Pflugsohle am höchsten vorbelastet ist. Die stabile Pflugsohle schützt den darunterliegenden Bodenbereich vor stärkeren Verdichtungen, dies ist an den dort niedrigeren Vorbelastungswerten zu erkennen. Dies ist aber nur solange der Fall, wie die Vorbelastung der Pflugsohle nicht überschritten wird, wie etwa durch Befahren mit einem schwereren Gerät (Horn et al. 1987). Die Werte für die Luftleitfähigkeit hingegen zeigen im Bereich der Pflugsohle ein Minimum und die Eindringwiderstände ein Maximum. Für die Pflanze bedeutet dies eine verschlechterte Sauerstoffnachlieferung im Bereich

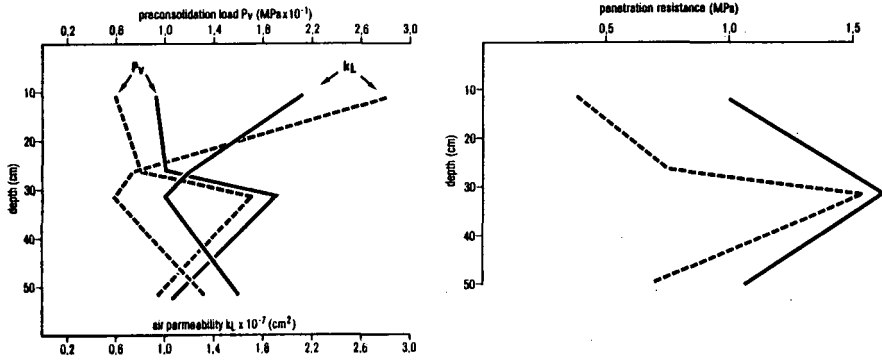


Abb. 4: Tiefenfunktion von Vorbelastung, Luftleitfähigkeit und Eindringwiderstand
Depth function of preconsolidation load, air permeability und penetration resistance

der Pflugschle und darunter, und höhere mechanische Widerstände beim Durchwachsen dieses Bereiches. Dies kann sich auf das Wachstum ungünstig auswirken (Dexter 1986, Ehlers et al 1983). Die Veränderung bodenphysikalischer Eigenschaften durch mechanische Belastung läßt sich im Labor simulieren. Abb. 5 zeigt ein Beispiel für die Veränderung der Luftleitfähigkeit in Abh. von der Belastung, für den gleichen Standort, in Tiefe 24–28 cm, Vorentwässerung 300 hPa. Es ist zu erkennen, daß die Luftleitfähigkeit mit steigender Belastung deutlich abnimmt.

Die Übertragbarkeit solcher Laborergebnisse auf in situ Verhältnisse soll an Abb. 6 verdeutlicht werden. Sie zeigt den Tiefenverlauf der gesättigten Wasserleitfähigkeit für eine Braunerde aus Tonschiefer (toniger Lehm), vor und nach einer Schlepperbefahrung und nach einer Belastung von Bodenproben im Labor mit den korrespondierenden Drücken.

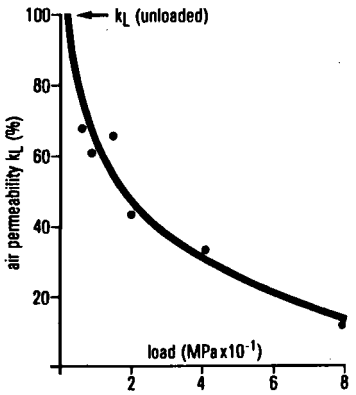


Abb. 5: Belastungsabhängige Änderung der Luftleitfähigkeit
Load dependent variation of the air permeability

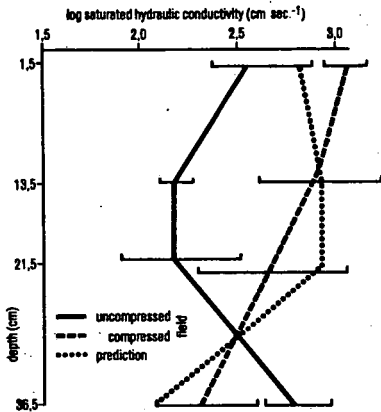


Abb. 6: Vergleich des Verlaufs der gesättigten Wasserleitfähigkeit über die Tiefe zwischen in situ Belastung und statischer Belastung im Labor

Comparison of the depth funktion of the saturated hydraulic conductivity due to in situ compaction with those of static loading in the lab

Die gute Übereinstimmung zwischen Messung und Vorhersage ist deutlich zu erkennen.

Schlußfolgerungen: Die Ergebnisse der gezeigten Beispiele machen deutlich, daß bodenphysikalische Eigenschaften in situ durch Laborversuche bestimmt und vorhergesagt werden können. Die Voraussetzung dafür ist die Kenntnis bodenmechanischer Parameter wie Vorbelastung, Druckfortpflanzung, Setzungsverhalten und Scherparameter, sowie der auflastabhängigen Veränderung von bodenphysikalischen Eigenschaften.

Danksagung: Die Autoren danken dem "Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen" für die Förderung des Projektes, Bewilligungsnummer: 6331-972-56650.

Literatur:

- Dexter, A.R. (1986): Model experiments on the behaviour of roots at the interface between a tilled seed-bed and a compacted soil. Plant and Soil 95, 135-147.
- Ehlers, W., U. Köpke, F. Hesse, W. Böhm (1983): Penetration resistance and root growth of oats in tilled and untilled loess soil. Soil and Tillage Research 3, 261-275.
- Horn, R., N. Burger, M. Lebert, G. Badewitz (1987): Druckfortpflanzung in Böden unter langsam fahrenden Traktoren. Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 28, 94-102.

Mikrobiologisch-enzymatische Charakterisierung
landwirtschaftlich genutzter Böden

von

Markus, P., C. Hackenberg, R. Padberg und J. Krämer*

1. Einleitung: Bodenmikroorganismen spielen in unseren Böden aufgrund ihrer großen Zahl, ihrer Vielfalt, ihrer Leistungsfähigkeit und ihres ubiquitären Vorkommens eine herausragende Rolle. Die durch Enzyme katalysierten Leistungen sind von entscheidender Bedeutung für die Stoffumsetzungen in Agrarökosystemen. In "Alternativen Landbausystemen" wird der mikrobiellen Aktivität besondere Bedeutung zugemessen, da wesentliche Elemente dieser Wirtschaftsweise (Verwendung organischer Düngemittel, verstärkte Leguminosennutzung, Einsatz teil- bzw. nicht aufgeschlossener Düngemittel) eng mit dem Wirken von Bodenmikroorganismen verbunden sind.

Fünf Standorte eines in der Umstellungsphase auf alternative Bewirtschaftung befindlichen Betriebes in der Siegniederung wurden untersucht. Zielsetzung der durchgeführten Arbeiten war es,

1. eine möglicherweise vorhandene mikrobiell-enzymatische Dynamik im Verlaufe der Vegetationsperiode zu erfassen,
2. eine von Beck (1984) vorgeschlagene "Bodenmikrobiologische Kennzahl" als übergeordnete mikrobiologische Maßzahl auf ihre Übertragbarkeit und Eignung unter Boden- und Klimabedingungen des Rheinlandes zu prüfen und
3. die Möglichkeiten zu ermitteln, diese Kennzahl zur Beschreibung der Humusentwicklung eines Standortes zu nutzen.

2. Material und Methoden: Die Eigenschaften der untersuchten Standorte 1-5 und die angebauten Früchte sind in Tab. 1 zusammengefaßt. Die Standorte 1-3 wurden am 22.7.(1), 10.9.(2) und 16.10.1985 (3), die Standorte 4 und 5 am 2.4.(1), 22.5.(2), 9.7.(3), 25.8.(4) und 2.10.1986 (5) beprobt.

BESCHREIBUNG DER UNTERSUCHTEN STANDORTE 1985 und 1986					
Standort	1985			1986	
	1	2	3	4	5
Bodentyp	Braune Auenböden				
Bodenart	(K1')uS -uLS	(h*)sLU -uL	(K1')sU -sLU	sLU -sU	K1'sU -uLS
Hochflutdecke in dm	3 - 6	10 - 17	4 - 6	12 - 13	4 - 5
Ackerzahl	50 - 60	70 - 77	40 - 30	50 - 60	30 - 40
pH-Wert CaCl ₂	5.05	5.91	5.9	5.7	6.0
Corg I	2.49	2.56	1.47	0.91	1.26
Deckfrucht	Zucker- rüben	Weidel- gras	Mais	Klee- gras	Klee- gras

Folgende Parameter wurden bestimmt: pH-Wert, Wassergehalt, Wasserkapazität, organische Substanz (=Corg) nach Lichterfelde, die Enzyme Dehydrogenase nach Thalmann (1967), Katalase nach Beck (1971), Saccharase nach Hoffmann und Pallauf (1965), Protease nach Ladd and Butler (1972), alkalische Phosphatase nach Hoffmann (1967) und die mikrobielle Biomasse durch Messung der CO₂-Freisetzung nach Isermeyer (1952) und Umrechnung in mikrobielle

Tab. 1: Charakterisierung der untersuchten Standorte 1-3 (1985) und 4 und 5 (1986).

Die Bestimmungen des Bodentyps, der Bodenart, der Höhe der Hochflutdecke und der Ackerzahl wurden von Dr. Warstat, Geologisches Landesamt Krefeld, durchgeführt.

Biomasse nach Anderson und Domsch (1978).

Aus den 5 Enzymaktivitäten als Vertreter wichtiger Stoffkreisläufe (C, N, P) und aus allgemeinen Aktivitätsindikatoren wie den Oxidoreduktasen Dehydrogenase und der Katalase wurde nach Beck (1984a) zusammen mit der mikrobiellen Biomasse eine mikrobiologische Kennzahl ermittelt.

3. Ergebnisse und Diskussion: Die durchschnittlichen Analysenzahlen der untersuchten Parameter sind als Jahresdurchschnittswerte in Tab. 2 zusammengestellt. Eine wichtige Grundlage für die mikrobielle Aktivität stellt die organische Substanz des Bodens dar (Filip und Kanazawa, 1985). Ihr Gehalt lag auf dem Standort 2 (1985) höher als auf den Standorten 1 und 3. Außer der Katalase waren auf diesem Standort ebenso alle Enzymaktivitäten und die mikrobielle Biomasse höher. Daraus ergab sich eine höhere Bodenmikrobiologische Kennzahl

(BMK) von 0,87 gegenüber 0,75 und 0,39 (Standorte 1 und 2). Die Differenzen sind bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit α von 5% abgesichert. Beim Vergleich der Standorte 4 und 5 (1986) lag der Gehalt der organischen Substanz des Standortes 5 höher. Auch hier zeigten sich mit Ausnahme der alkalischen Phosphatase höhere enzymatische Aktivitäten und insbesondere eine höhere mikrobielle Biomasse. Die errechnete BMK wies einen Wert von 1,19 gegenüber 1,01 auf Standort 4 auf (abgesichert bei $\alpha = 5\%$).

Durchschnittliche Analysenzahlen der untersuchten Standorte 1985 und 1986					
Standort	1985			1986	
	1	2	3	4	5
Parameter					
pH - Wert	5.05	5.91	5.90	5.7	6.0
Wassergehalt	14.75	20.54	12.63	12.9	13.28
Wasserkapazität	30.14	36.22	27.69	30.13	30.39
Corg	2.49	2.56	1.47	0.91	1.26
DHA	0.36	0.53	0.31	0.61	0.80
Katalase	6.86	6.27	3.29	3.27	4.38
alk. Phosph	1.37	4.60	1.93	2.30	2.28
Protease	0.43	0.72	0.39	0.55	0.67
Saccharase	14.82	18.15	7.95	14.00	16.20
Biomasse	19.44	24.44	6.67	53.90	71.22
BMK	0.75	0.87	0.39	1.01	1.19
Angabe der einzelnen Parameter in folgenden Einheiten: pH - Wert: 0.01 n CaCl ₂ alk. Phosph.: µg Phenol/ 10 g Boden Wassergehalt: Gew% Protease: mg Amino-N/ 10 g Boden Wasserkapazität: I WK _{max} Saccharase: Saccharasezahl Corg: % Biomasse: mg C/ 100 g Boden DHA: mg TPF/ 10 g Boden Katalase: Katalasezahl					

Bei einem Vergleich der pH-Werte der Standorte 1-5 ließ sich aufgrund der relativ geringen Unterschiede kein unterschiedlicher Einfluß auf die mikrobielle Aktivität der Standorte ableiten wie sie u.a. Dutzler-Franz (1977) gefunden hatte (Tab. 2). Sehr enge Korrelationen ergaben sich zwischen den einzelnen Enzymen, mit Ausnahme der Katalase, auf den Standorten 1-3 (1985). Mit Ausnahme der Dehydrogenase bestanden sehr enge Korrelationen der übrigen Enzyme zur mikrobiellen Biomasse, zur BMK und zur organischen Substanz. Diese engen Korrelationen

Tab. 2: Durchschnittliche Analysenzahlen der Standorte 1-3 (1985) und 4 und 5 (1986). Sie wurden aus den Werten aller Termine des jeweiligen Standortes und Parameters gebildet.

konnten auf den Standorten 4 und 5 1986 nur zwischen den Enzymen und der mikrobiellen Biomasse einerseits und der BMK andererseits gefunden werden. Die Beziehungen der Enzyme, der Biomasse und der BMK zur

organischen Substanz waren weniger ausgeprägt als 1985 auf den Standorten 1-3. Die alkalische Phosphatase bildete durchgängig eine Ausnahme. Sie korrelierte mit allen übrigen Parametern negativ. Wie am Beispiel der Dehydrogenaseaktivität gezeigt werden konnte, sind trotzdem die jahreszeitlichen Verläufe der einzelnen Enzyme auf den beiden Standorten sehr ähnlich (Abb. 1); sie verliefen allerdings auf Standort 5 immer auf einem höheren Niveau (s. auch Jahresdurchschnittswerte, Tab. 2).

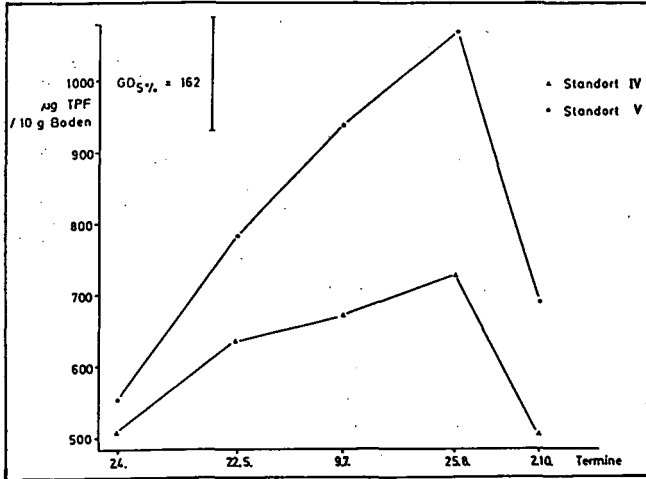


Abb. 1: Entwicklung der Dehydrogenaseaktivität (Angabe in $\mu\text{g TPF} / 10\text{g Boden}$) auf den Standorten 4 und 5 (1986).

Die Entwicklung der Bodenmikrobiologischen Kennzahl (BMK) als übergeordnete Maßzahl verlief auf den Standorten 1-3 (1985) in ähnlicher Form, wobei ein Absinken der Aktivität zum 2. Termin zu bemerken ist (Abb. 2). Im Jahresdurchschnitt (\bar{x}) zeigte sich jedoch für den Standort 2 ein statistisch absicherbarer höherer BMK-Wert. Die Standorte 4 und 5 (1986) wiesen ebenfalls gleichförmige Aktivitätsverläufe auf (Abb. 2). Nach anfänglich relativ niedrigen Werten im Frühjahr war im Sommer ein Aktivitätsmaximum zu verzeichnen mit nachfolgendem Abfall zum Herbst hin, wobei der Jahresdurchschnittswert (\bar{x}) der BMK den Standort 5 als den aktiveren gegenüber Standort 4 auswies.

Die Verläufe der BMK 1986 sind den Verläufen der Boden- und Lufttemperatur sowie den Niederschlägen sehr ähnlich. So fielen die Probenahmeterminale im Mai, Juli und August mit Zeiten relativ hoher Niederschläge und relativ hohen Temperaturen zusammen, so daß optimale Voraussetzungen für mikrobielle Aktivitäten vorhanden waren. Diese Abhängigkeiten der enzymatischen Aktivität von Witterungsbedingungen sind u.a. auch von Dutzler-Franz (1977) beschrieben worden.

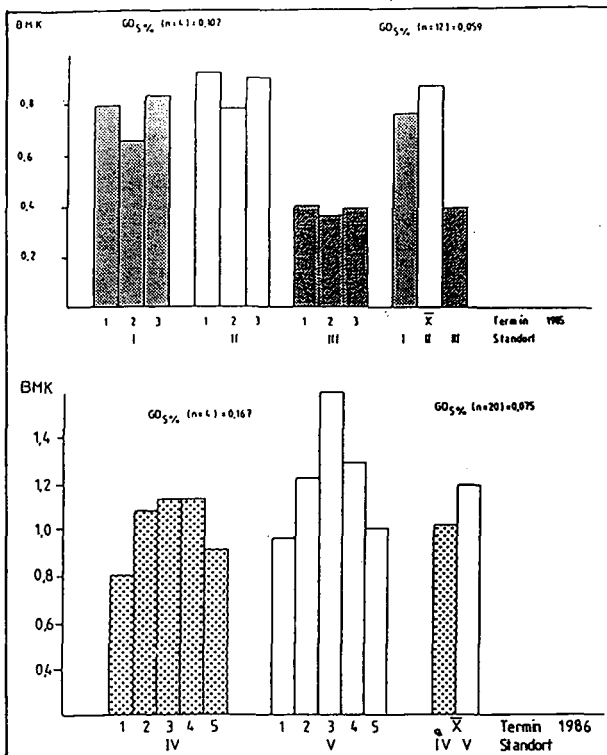


Abb. 2: Entwicklung der Bodenmikrobiologischen Kennzahl (BMK) auf den Standorten 1-3 1985 (oben) und auf den Standorten 4 und 5 1986 (unten) sowie die Jahresdurchschnittswerte (\bar{x}) 100%, so lässt sich der BMK aller Standorte.

Liegen die Verhältniszahlen $BMK_{\bar{p}}^{\circ}$ (in % ausgedrückt) über 100%, so lässt sich für diesen Standort eine humusmehrende Tendenz annehmen; liegen sie unter 100%, so kann man von einer humuszehrenden Entwicklung ausgehen. So zeigten die $BMK_{\bar{p}}^{\circ}$ -Verläufe der Standorte 1-3 1985 unterschiedliche Minima und Maxima (Abb. 3). Entscheidend für die Beurteilung der Standorte dürfte jedoch der Jahresdurchschnittswert sein, der einzig den Standort 2 mit mehrjährigem Weidelgrasbestand als humusmehrend gegenüber Standort 1 (Zuckerrüben) und Standort 3 (Mais) auswies. Die Standorte 4 und 5 1986 mit Kleegrashauptfrucht ließen eine gleichförmige Entwicklung ihrer $BMK_{\bar{p}}^{\circ}$ -Werte erkennen. Standort 5 wies eine leicht humusmehrende Tendenz auf, während Standort 4 eine leicht humuszehrende Tendenz erkennen ließ. Diese relativ geringen Abweichungen der $BMK_{\bar{p}}^{\circ}$ -Werte hingen eng mit dem erst einjährigen Klee-grasbestand zusammen. Deutlich positive Entwicklungen dürften sich erst

Auf Arbeiten von Beck (1984b) basierend wurden die ermittelten Analysenwerte (=observed) zu einer $BMK_{\bar{o}}$ zusammengefaßt. Rechnerisch wurden aus der Regressionsgleichung $Corg-BMK_{\bar{o}}$ nach Einsetzen der zuvor ermittelten Corg-Werte eine zweite $BMK_{\bar{p}}$ ermittelt, die als $BMK_{\bar{p}}$ (=predicted) bezeichnet wird. Setzt man beide $BMK_{\bar{o}}$'s in Beziehung, so lassen sich möglicherweise Aussagen über die Entwicklung der organischen Substanz eines Standortes machen.

nach mehrjährigem Kleegrasanbau zeigen (Beck, 1984c). Ob sich diese Tendenzen in der Praxis bestätigen, läßt sich allerdings erst in den kommenden Jahren sicher belegen.

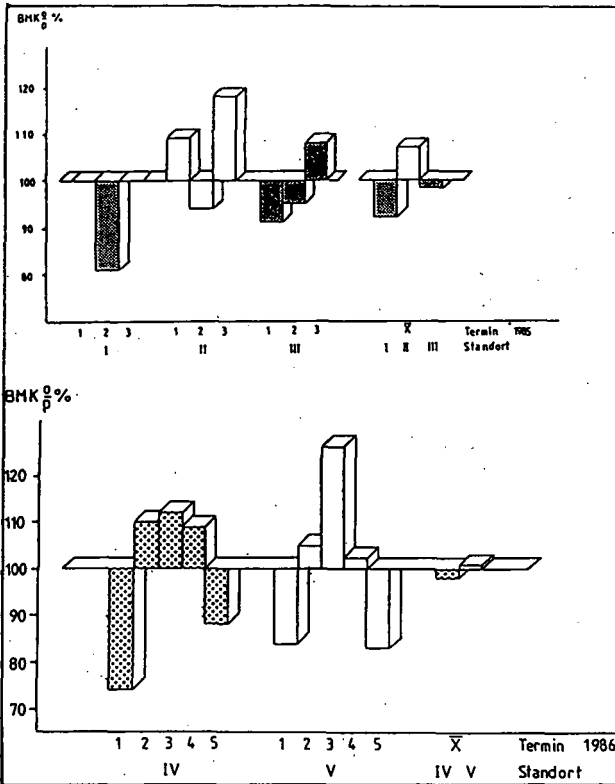


Abb. 4: Verlauf der $BMK_p^{\circ}\%$ auf den Standorten 1-3 1985 (oben) und den Standorten 4 und 5 1986 (unten) sowie die Jahresdurchschnittswerte (\bar{x}) der $BMK_p^{\circ}\%$ aller Standorte.

vitäten in organischen und mineralischen Bodenpartikeln. Landw.Forschung 38, 14-16. HOFFMANN, G und J. PALLAUF, 1965: Eine kalorimetrische Methode zur Bestimmung der Saccharase-Aktivität von Böden. Z.Pflanzenernähr.Bodenk. 110, 193-201. HOFFMANN, G., 1967: Eine photometrische Methode zur Bestimmung der Phosphataktivität im Boden. Z.Pflanzenernähr.Bodenk. 118, 161-172. ISERMAYER, H., 1952: Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. Z.Pflanzenernähr.Bodenk. 56, 26-38. LADD, J.N. and J.H.A. BUTLER, 1972: Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. Soil Biol.Biochem. 4, 19-30. THALMANN, A., 1967: Über die mikrobielle Aktivität und ihre Beziehung zu Fruchtbarkeitsmerkmalen einiger Ackerböden unter besonderer Berücksichtigung der Dehydrogenaseaktivität. Diss. Gießen.

Literatur: ANDERSON, J.P.E. and K.H. DOMSCH, 1978: A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. Soil Biol.Biochem. 10, 215-221. BECK, T., 1971: Die Messung der Katalase-Aktivität von Böden. Z. Pflanzenernähr.Bodenk. 130, 68-81. BECK, T., 1984a+b: Mikrobiologische und biochemische Charakterisierung landwirtschaftlich genutzter Böden. I. Die Ermittlung einer Bodenmikrobiologischen Kennzahl. II. Beziehung zum Humusgehalt. Z.Pflanzenernähr.Bodenk. 147, 456-466 + 467-475. BECK, T., 1984c: Der Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf bodenmikrobiologische Eigenschaften und die Stabilität der organischen Substanz in Böden. Kali-Briefe 17, 331-340. DUTZLER-FRANZ, G., 1977: Beziehungen zwischen der Enzymaktivität verschiedener Bodentypen, der mikrobiellen Aktivität, der Wurzelmasse und einigen Klimafaktoren. Z.Pflanzenernähr.Bodenk. 140, 351-374. FILIP, Z. und S. KANAZAWA, 1985: Vorkommen von Mikroorganismen und Enzymaktivi-

Diese Untersuchungen wurden mit finanzieller Unterstützung des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW durchgeführt.

Erfassung von Grenzabständen auf Bodenkarten
zur Beschreibung von 'Risikofunktionen' in
unterschiedlichen Landschaften

von

Müller, U. und J. Böttcher *

Bodenkarten geben die räumliche Verteilung unterschiedlicher Bodeneinheiten in einer Landschaft wieder. Die in verschiedenen Landschaften unterschiedlichen Verteilungsmuster der Bodeneinheiten können statistisch beschrieben und als Beurteilungsgrundlage für die Bodenkartierung herangezogen werden (BURGESS a. WEBSTER, 1984 a u. b).

Eine methodische Vorgehensweise ist das Konzept von BURGESS a. WEBSTER, 1984 a u. b. Es beruht darauf, Verteilungsmuster von Bodeneinheiten in Landschaften mit einer bestimmten Vorgehensweise zu erfassen. Durch die statistische Analyse (Häufigkeitsverteilung, Risikofunktionen) können Aussagen bezüglich optimalen Bohrabstands bzw. Anzahl Bohrungen pro Blatt bei äquidistanter Beprobung für Kartierungen in anderen, vergleichbaren Landschaften abgeleitet werden.

Der Zusammenhang zwischen Bohrdichte und dem Risiko, Bodengrenzen zu übersehen, kann für unterschiedliche mittlere Grenzabstände generell dargestellt werden (Abb. 1).

Es wird deutlich, daß das Risiko erwartungsgemäß mit zunehmender Anzahl Bohrungen pro Blatt (im Raster) abnimmt. Bei gleicher Bohrdichte wird es für kleinere Grenzabstände aber größer. Diese Aussage gilt natürlich nur für eine Kartierung ohne zusätzliche Informationen. Zusatzinformationen vor allem zum Relief, zur Geologie und die Auswertung der Bodenschätzung vermindern die Gefahr der Grenzauslassung erheblich. Bei Vorliegen dieser Informationen ist eine Kartierung im Raster nicht sinnvoll. Andererseits kann die tatsächliche Bedeutung zusätzlicher Informationen bei der Kartierung nicht objektiv quantifiziert werden. Dies gilt auch für die Frage der Kartengenauigkeit. Um hierüber Aussagen machen zu können, müssen diese Aspekte bereits bei der Konzeption und Durchführung der Kartierung berücksichtigt werden.

Die Frage, ob und wann eine Kartierung mit bestimmtem Abstand angewendet werden kann, wird z. T. kontrovers diskutiert. Sie ist in Gegenden sinnvoll, in denen keine weiteren bodenkundlich relevanten Daten vorliegen.

* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

Die Beprobung mit bekanntem Abstand ist für die Erfassung der Variabilität innerhalb und zwischen Bodeneinheiten am günstigsten. Aus solchen Daten lassen sich räumliche Zusammenhänge ableiten, die in Verbindung mit der Merkmalsvariabilität für bestimmte Kartierkonzepte und dem Einsatz eines räumlichen Vorhersagemodells wichtig sind.

In diesem Zusammenhang sind die in der Abb. 1 dargestellten Abhängigkeiten zu sehen. Aus ihnen kann für spezielle Kartierkonzepte der optimale Bohrabstand für ein bestimmtes Risiko Bodengrenzen zu übersehen, abgeleitet werden.

Literatur:

BURGESS, T. M. and R. WEBSTER, 1984 a, b:

Optimal sampling strategies for mapping soil types.

I. Distribution of boundary spacings.

II. Risk functions and sampling intervals.

- J. of. Soil Sci. 35, 641-665.

MÜLLER, U. und J. BÖTTCHER, 1987:

Verteilung von Grenzabständen auf Bodenkarten und

Ermittlung von Risikofunktionen. - Catena, zum Druck
angenommen.

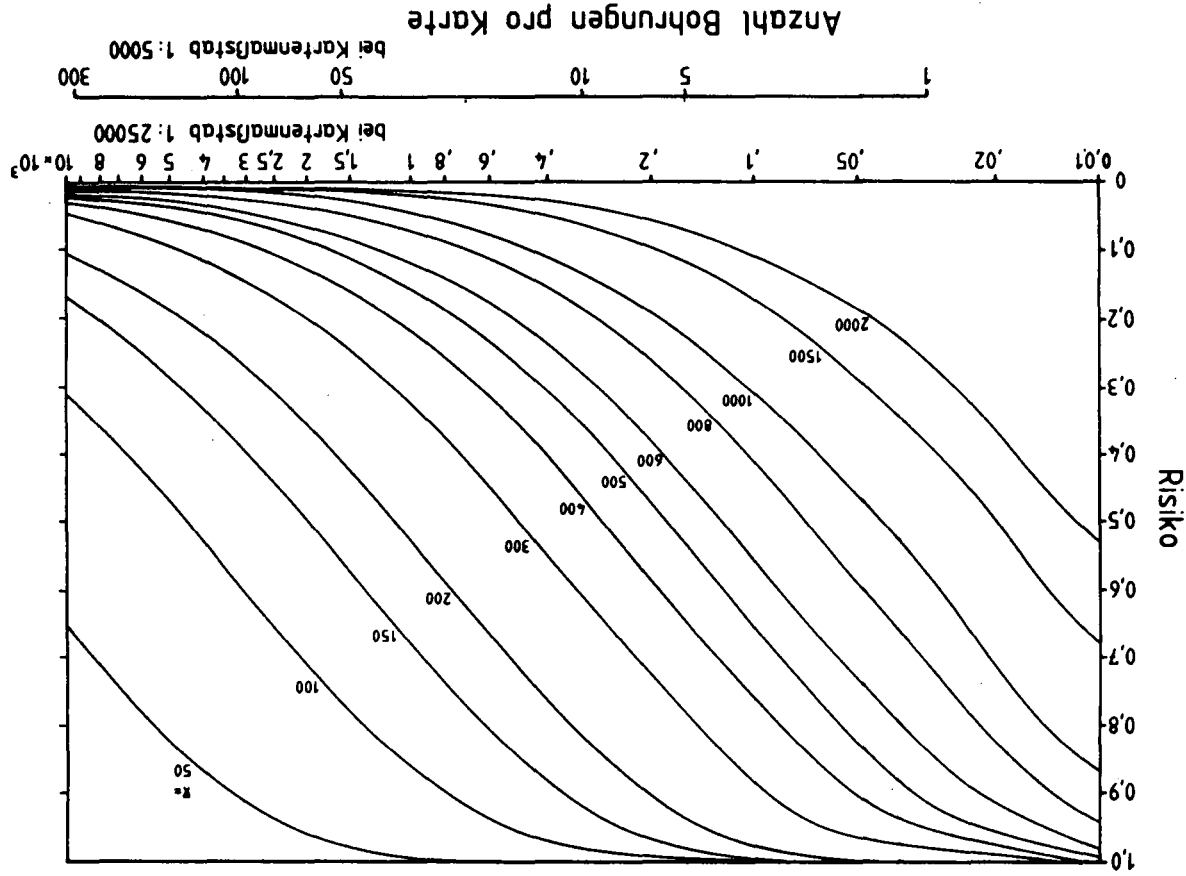


Abb. 1: Abhängigkeit des Risikos, Bodengrenzen zu übersehen, von der Anzahl Bohrungen pro Karte (im Raster) für verschiedene, mittlere Grenzabstände \bar{x} (\bar{x} jeweils im Nomogramm angegeben).

GRUNDLAGENUNTERSUCHUNGEN EINER ANGEWANDTEN BODENKUNDE

weiterführende Arbeiten im Rahmen des Deutschen Verbandes
für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK)
zur Klärung von Fragen der Kulturtechnik und des Umweltschutzes

von
Müller, W. *

Der Deutsche Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK) ist einer der größten Nutzer einer Angewandten Bodenkunde. Die bodenkundlichen Grundlagen für die Arbeiten der dem Verband angeschlossenen Institutionen erarbeitet der Fachausschuß "STANDORT und BODEN". Ziel dieser Arbeiten ist es, Methoden und Verfahren der Bodenkunde so aufzubereiten und zu ergänzen, daß sie für Anwender in den Bereichen Wasser-, Land- und Forstwirtschaft, Kulturtechnik, Flurbereinigung, Ökologie und Umweltschutz verständlich und nutzbar werden können. In einem "Ausschußkennblatt" sind Geschichte, Mitgliederbestand und Arbeitsthemen aufgeführt. (Tabelle 1)

Die wichtigste Aufgabe des DVWK ist die Herausgabe von Arbeitsregeln und Richtlinien für die Praxis. Diese Regeln sollen einen Maßstab für einwandfreies wissenschaftlich-technisches Arbeiten nach dem neuesten Stand des Wissens bilden, der auch im Rahmen der Rechtsordnung bestehen kann. Eine Anwendungspflicht der Regeln kann sich aus verschiedenen Rechtsgrundlagen ergeben.

Dieser Bericht beschränkt sich auf Erläuterungen zu dem Regelwerk "Bodenkundliche Grunduntersuchungen im Felde...", das sich in den Hefen 115-117 mit der Grundansprache der Böden, der Ermittlung technisch verwendbarer Standortkennwerte und deren Anwendung beschäftigt. BLUME/BRÜMMER werden später ein neues Regelheft zum Thema "Erfassung der Schwermetallbindung" erläutern. In diesen Darlegungen sollen die verfolgten Ziele, die eingeschlagenen Wege und gewisse Wünsche an die Fachdisziplin BODENKUNDE deutlich gemacht werden.

Grundvoraussetzung der Arbeit einer Angewandten Bodenkunde sind Nor-

* DVWK-Fachausschuß STANDORT UND BODEN, Zum Großen Freien 91
3160 Lehrte-Ahlten

Tabelle 1: D V W K - Kennblatt - Fachausschuß STANDORT UND BODEN

GRÜNDUNG: 1973 Unterausschuß BODENUNTERSUCHUNGEN des AA "Bodenunter-
such.,Drän.,Landbautechn."
1974 Arbeitsausschuß BODENUNTERSUCHUNGEN
1980 Fachausschuß STANDORT UND BODEN

LEITUNG: 1973 Werner Müller

MITGLIEDER: ständige: ehemalige: Gäste für spezielle Fragen:

Blume	Diez	Beneke
Borchert	Schulte-Karring	Brümmer
Fleige		Harrach
Horn	verstorbene:	Renger
Müller,W	Bechtle	Schröder,D.
Wolkewitz	Czeratzki	Wiechmann

AUFGABEN:

1. ERARBEITUNG VON DVWK-REGELN
 - Bodenkundliche Grunduntersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten meliorationsbedürftiger Standorte
 - Teil I:Grundansprache der Böden (Heft 115,1980)
 - Teil II:Ermittlung von Standortkennwerten mit Hilfe der Grundansprache der Böden (Heft 116,1982)
 - Teil III:Anwendung der Kennwerte für die Melioration (Heft 117,1986)
 - Kennzeichnung der Filtereigenschaften von Böden gegenüber Schadstoffen für Mensch,Tier,Pflanze,Boden
 - Teil I:Physiko-chemische Puffereigenschaften wenig vorbelasteter Böden gegenüber gelösten Metallen (Gelbdruck zur öffentlichen Diskussion 3.-7.87)
 - Kennzeichnung der Gefährdung des Bodengefüges
2. GRUNDLAGENUNTERSUCHUNGEN ZUR ERFASSUNG UND KENNZEICHNUNG VON BODENGEFÜGE UND GEFÜGESTABILITÄT
3. DURCHFÜHRUNG VON FELDVERSUCHEN zur Erfassung von Möglichkeiten und Grenzen der Beeinflussung des Wasser-und Luft-haushaltes von Böden (Aufgabe ruht z.Zt.)
4. BERICHTERSTATTUNG in DVWK-Schriften
 - Die Gefügemelioration durch Tieflockerung,bisherige Erfahrungen und Ergebnisse (DVWK-Schriften Heft 70,1985)
 - I. :MÜLLER,W.-Standortkundliche Voraussetzungen im humiden Klima
 - II. :BECHTLE,W.-Erfahrungen und Ergebnisse aus Tieflockerungen in Baden-Württemberg
 - III :BORCHERT,H.u.R.GRAF-Über die Entwicklungstendenz des Bodengefüges in Tieflockerungen aus verschiedenen geologischen Substraten
 - IV :SCHULTE-KARRING,H.-Einsatz und Auswirkung des Ahrweiler Meliorationsverfahrens in verdichteten Böden
 - Erfahrungsberichte über den Erfolg von Meliorationsmaßnahmen im Rahmen von Flurbereinigungsverfahren (1987/88)

mung und Standardisierung der Begriffe, Methoden und Auswertungsverfahren. Die Ergebnisse müssen reproduzierbar und technisch verwertbar sein. Die Praxis muß sich darauf verlassen können, daß keine Abweichungen von den vereinbarten Verfahren vorkommen.

Grundlage der allgemeinen Bödenkennzeichnung ist die Bodensystematik der DBG, wie sie in der Kartieranleitung 1982 niedergelegt ist. Dabei muß jedoch eine praxisingerechte Vereinfachung und Zusammenfassung vorgenommen werden. Um die technische Verwertbarkeit zu erreichen erfolgt zusätzlich eine Quantifizierung technisch benötigter Bodeneigenschaften.

Wie dabei vorgegangen wird, soll am Beispiel vernässter Böden aufgezeigt werden. Die Vernässung ist definiert als länger andauernde Naßphase, während der in der durchwurzelten Bodenzone Luftmangel mit Reduktionserscheinungen auftritt (Kartieranleitung 1982). Vernässung kann als grundwasserbedingte Grundnässe oder als Stau­nässe auftreten. Nach der Art des Wassereinflusses und nach dem Grad der Beweglichkeit bzw. Bindung des Wassers im Boden werden unterschieden:

1. Grundwasservernässte Böden
GLEYE ohne Grundwasserabsenkung aus dem Wurzelraum
MARSCHEN } mit mittlerer bis hoher Wasserdurchlässigkeit kf.
MOORE }
2. Stauwasservernässte Böden mit freier Wasserbewegung im Oberboden
STAUWASSERPSEUDOGLEY
STAGNOGLEY (soweit nicht Haftnässe vorliegt)
MARSCHEN mit dicht gelagerten solonetzartigen Schichten (Knick)
oder mit verdichteten fossilen Bodenbildungshorizonten (Dwog).
3. Haftwasservernässte Böden (ohne deutlichen Staukörper)
HAFTNÄSSEPSEUDOGLEY
HAFTNÄSSE SEEMARSCH
KOLLUVIEN } aus dichten, tonarmen Schluffen
KÜNSTLICH UMGELAGERTE BÖDEN }
GEALTERTE KULTIVIERTE HOCHMOORE }

Der Grad der Vernässung wird nach den DVWK-Regeln H 115 (1980) oder nach der Kartieranleitung 1982 bestimmt. Die physikalischen Kennwerte, die Grundlage für den Ansatz von Meliorationsmaßnahmen sind, ergeben sich aus Tabelle 2 (Regelheft 117, 1986)

Bei den grundwasservernässten Böden muß definitionsgemäß eine freie Wasserbewegung möglich sein. Sie ist nur der Schwerkraft unterworfen. Dieser Zustand ist in den G-Horizonten durch einige bodenphysikalische Werte gekennzeichnet, von denen der Durchlässigkeitswert kf der wichtigste ist. Er muß über 10 cm/d liegen. Bei den stauwasservernässten Böden haben die Sw-Horizonte die gleichen Eigenschaften, wie die G-Horizonte. In schroffen Gegensatz dazu stehen die Sd-Horizonte. Besonders wichtig ist

Tabelle 2: Häufig auftretende physikalische Kennwerte eines idealen (ertragreich, gut bearbeitbar) Ackerbodens und meliorationsbedürftiger Böden^{*)}

Physikalische Kennwerte	Idealer Ackerboden	Grundwasser-vernähter Boden	Stauwasserboden		Haftnasseboden (Sg-Hor. ^{**)}	Nicht hydromorphe Böden		
			typ. Sw-Hor.	typ. Sd-Hor.		Pelosol-P-Hor. ohne Stau-nässe	Podsol-B-Hor.	Boden m. mechan. Verdichtung
Effektive Lagerungsdichte Ld (g/cm ³)	1.20—1.40	<1.75	<1.75	>1.75	>1.40	>1.75	>1.40	>1.75
Luftkapazität LK (%)	>12	>7	>7	<3	<3	<3	>12	<3
Wasserdurchlässigkeit kf (cm/d)	>40	>10	>10	<1	<40	>10	<40	<10
ungesättigte Wasserdurchlässigkeit ku bei 30 cm WS (cm/d)	>0.1		<0.1	<0.1	>0.1	<0.1	<0.1	<0.1
nutzbare Feldkapazität nFK (mm/dm)	>24		<15	<15	>20	<20	<10	
Tongehalt T (%)	um 25		<17	>25	<17	>45	<5	
Schluffgehalt U (%)					>60	<60	<10	
Gefügestabilität	hoch				sehr gering	oft hoch	oft sehr hoch	
Meliorationsziel	—	Absenk. d. Grundwassers	Abfuhr von Stauwasser	Verbesserung des Bodengefüges				
Zweckmäßige Meliorationsmaßnahme	—	Dränung	Dränung, Tieflockerung, kombinierte Dränung je nach Tiefenlage des Sd-Horizontes	Dränung (eingeschr. Wirkung)	evtl. Tieflockerg.	Tiefumbruch	Unterbodenlockerung	
Stabilisierung des Bodengefüges								

^{*)} Horizont-Bezeichnung s. Teil I Kap. 2

^{**)} früher Sm-Horizont

wieder der kf-Wert, der bei typischen Sd-Horizonten unter 1 cm/d liegt. Bei den haftnassen Böden entspricht zwar das Profilbild in der Regel dem eines typischen Pseudogleys, ohne daß aber morphologisch eine saubere Trennung in Sw- und Sd-Horizont möglich ist. Die physikalischen Kennwerte passen gar nicht in das Schema der Stauwasserpseudogleys, obwohl diese Böden bereits beim Wassergehalt der Feldkapazität Luftmangel aufweisen. In der Durchlüftung sind die Sg-Horizonte mit den Sd-Horizonten vergleichbar (LK-Werte <3%). Typisch für diese Böden ist eine hohe ungesättigte (kapillare) Wasserleitfähigkeit und eine hohe Speicherkapazität für pflanzenverfügbares Wasser (nFK), Eigenschaften also, die sie sehr stark von den Stauwasserpseudogleys unterscheiden. Die technische Behandlung dieser sehr gefügestabilen Böden ist sehr problematisch, daher ist ihre Ausscheidung auch für praktische Zwecke sehr wichtig.

Weitere, hier nicht aufgeführte Kennwerte sind Grundlage für die Dimensionierung verschiedener technischer Maßnahmen. Bei den Grundwasserböden sind dies die derzeitigen wahren mittleren Grundwasserhoch- und -tiefstände, die Wasserdurchlässigkeit oberhalb und unterhalb 1m, die Tiefenlage einer undurchlässigen Schicht im tieferen Untergrund (Grundwasserträger) sowie die kapillare Aufstiegsrate aus dem Grundwasser in den Wurzelraum. Die Stauwasserböden werden differenziert nach der Tiefenlage des Sd-Horizontes mit kf-Werten $< 1 \text{ cm/d}$ (Übergangshorizonte $< 10 \text{ cm/d}$) und der Durchlässigkeit k_f des Sw-Horizontes. Weiterhin ist noch die Gefügestabilität des Sd-Horizontes zu beurteilen. Die Differenzierung der haftnassen Böden erfolgt auf Grund der Gefügestabilität und der kf-Werte. Die Ermittlung dieser Kennwerte kann mit Hilfe der Regelhefte 116 und 117 im Felde durchgeführt werden. Einen Teil dieser Verfahren hat auch die Kartieranleitung 1982 übernommen.

Lagerungsdichte und Gefügestabilität sind auch die Kennwerte, die bei der Kennzeichnung der pelosolartigen Böden (vor allem der Pelosole und Pelosol-Pseudogleye) mehr als bislang beachtet werden sollten. Generell sollten zu den Pelosolen i.e.S. nur gut durchlässige Böden (k_f -Werte $> 10 \text{ cm/d}$) mit hoher Gefügestabilität gerechnet werden.

Grundlage und Rahmen für diese weiterführenden Arbeiten einer angewandten Bodenkunde sollten moderne Bodenübersichtskarten i.M. 1:25 000 oder wenigstens 1:50 000 sein, die die o.a. Kennwerte enthalten. Dabei kommt es weniger auf die Grenzgenauigkeit an, die reicht bei diesen Maßstäben sowieso nicht für die meisten praktischen Projekte aus. Für die Bearbeiter solcher Projekte wären aber genau gekennzeichnete Musterprofile aller typischen Böden sehr hilfreich (analytisch gesicherte Profilbeschreibungen nach Datenschlüssel Bodenkunde 1984).

Wünschenswert wäre auch die Interpretation der bei der Kartierung erfassten Bodenmerkmale und -eigenschaften (!) im Sinne der entsprechenden Normen (z.B. Dränanweisung) oder der einschlägigen DVWK-Regelwerke durch bodenkundliche Fachleute und die Darstellung der Ergebnisse in speziellen Auswertungskarten. Dies hätte aber nur dann einen Sinn, wenn die entsprechenden Normen und Richtlinien strikt eingehalten werden.

Literatur:

- DVWK-REGELN ZUR WASSERWIRTSCHAFT-Paul Parey, Hamburg und Berlin
Regelwerk: Bodenkundliche Grunduntersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten meliorationsbedürftiger Standorte -
Teil I: Grundansprache der Böden (Heft 115, 1980)
Teil II: Ermittlung von Standortkennwerten mit Hilfe der Grundansprache der Böden (Heft 116, 1982)
Teil III: Anwendung der Kennwerte für die Melioration (Heft 117, 1986)
AG-BODENKUNDE-Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Aufl. (Hannover 1982)
OELKERS, K.-H.-Datenschlüssel Bodenkunde (Hannover 1984)

Systeme der ökologischen Standortsbeurteilung
in Österreich

von

Nestroy, O. *

Zu keiner Zeit wurde - zumindest in Österreich - so oft in der Öffentlichkeit auf die Bedeutung und Problematik des Bodens als Pflanzenstandort hingewiesen, wie in der Gegenwart.

Trotz dieser Aktualität wie Attraktivität darf aber die Grundlagenforschung über den Boden nicht vernachlässigt werden, da nur mit Hilfe dieser bei neuen bodenkundlichen Fragestellungen Lösungsansätze bzw. eine Beantwortung erwartet werden kann. Deshalb ist es fast zwangsläufig geboten, bei einer Präsentation ökologischer Standortsbeurteilungen in Österreich neben den vorhandenen und mehr auf die praktische Anwendung abgestimmten thematischen Karten auch die Grundkarten vorzustellen.

In unserem Lande befassen sich drei Institutionen mit der Erhebung und kartenmäßigen Darstellung von Böden: die Bodenschätzung, die Bodenkartierung und die forstliche Standortskartierung.

In den folgenden Abschnitten sollen Zweck, Aufnahmetechniken und Darstellungsformen kurz vorgestellt werden.

Die Österreichischen Bodenschätzung (vgl. GESSL 1986)

Eine erste Grundsteuerbonitierung wurde in Österreich nach dem Josefinischen Steuerpatent von 1785 durchgeführt. Nach dem deutschen "Gesetz über die Schätzung der Kulturbodens" von 1934 begann 1947 in Österreich die Erfassung der natür-

* Institut für Technische Geologie, Petrographie und Mineralogie an der Technischen Universität Graz, Rechbauerstraße 12, A - 8010 Graz.

lichen Ertragsfähigkeit von Acker- und Grünlandstandorten. Nach Abschluß der Erstschätzung, meist im Maßstab 1:2.880 dargestellt, erfolgt die Fortführung nach dem Bodenschätzungsgesetz von 1970.

Schon im §1 im Gesetz von 1934 steht unter dem Zweck dieser Erhebungen, daß die Schätzung der landwirtschaftlich nutzbaren Flächen für den Zweck einer gerechten Verteilung der Steuern, einer planvollen Gestaltung der Bodennutzung sowie einer Verbesserung der Beleihungsunterlagen durchgeführt wird. Somit war dieses Gesetz nicht nur als Steuergesetz konzipiert, sondern es sollten durch die landesweit einheitliche Bonitierung Grundlagen für die Ableitung der Einheitswerte, aber auch für die landwirtschaftliche Förderung, agrarische Operationen, Landesplanung und schließlich zur Abschätzung von Naturraumpotentialen geschaffen werden.

Der Ackerschätzungsrahmen basiert auf den Parametern Bodenart (8 mineralische und Moor), Entstehungsart (Diluvial-, Löß-, Schwemmland-, Verwitterungs- und Gesteinsböden) und Zustandsstufe (Bodeneigenschaften, bedingt durch Gestein, Relief, Klima, Vegetation und Wasser).

Ein Spezifikum für Österreich - und deshalb erwähnenswert - ist eine detailliertere Klimagliederung durch die Einführung der 14-Uhr-Temperatur während der Vegetationszeit (April bis August) als Basis für die Klimastufen a bis e sowie für die weitere Differenzierung jeder Klimastufe in eine gute, normale und schlechte Auswirkung.

Noch eine zweite für Österreich gültige Verbesserung soll erwähnt werden. Das binäre Bodenartensystem der Bodenschätzung (S bis T) wurde mit Hilfe von Analysen in das Dreieckssystem übertragen, wodurch jetzt eine exakte und vergleichbare Bodenartansprache möglich ist.

Aufgrund des Ackerschätzungsrahmens ergibt sich eine Bodenrundzahl zwischen 7 und 100 Punkten, die durch Besonderheiten, wie Klima oder Gelände, Zu- oder Abschläge erfahren kann und schließlich als Ackerzahl ausgewiesen wird.

Da bei der Beurteilung des Grünlandes die Bodenart an Bedeutung zurücktritt, sind im Grünlandschätzungsrahmen nur vier mineralischen Bodenarten und Moor, vier Zustandsstufen und fünf Klimastufen aufgenommen. Da die Beurteilung der Wasser- verhältnisse für das Grünland wichtiger als für Ackerland sind, erfolgt diese unter der gemeinsamen Berücksichtigung von Grund- und Niederschlagswasser. Auch hier wird aus der Grünland- grundzahl mit Zu- oder Abschlägen die Grünlandzahl berech- net.

Nach rd. 25 Jahren war 1972 die Bodenschätzung, die über Auftrag des Bundesministeriums für Finanzen durchgeführt wurde, abgeschlossen; die Bewertung von rd. 3 Mio. ha land- wirtschaftlich genutzter Fläche liegt nun in großmaßstäbigen Karten - meist im Maßstab 1:2.880 - vor.

Neben einer Überprüfung aller Musterstücke im Intervall von 20 Jahren werden auch generalisierte Karten entworfen, so z.B. eine Karte zur Beurteilung der Belastbarkeit des Bodens mit Immissionen aus der Luft. Stärker belastbar sind Böden der Gütestufen 1 und 2 (Wertzahlenspanne von 100 bis 45 Pkt), belastbar Böden der Gütestufen 3 und 4 (44 bis 20 Pkt) und kaum belastbar sind Böden mit weniger als 19 Punkten.

Die Österreichische Bodenkartierung (vgl. DANNEBERG 1986)

Diese Institution existiert rd. 30 Jahre und ist seitens des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft mit der Erfassung und Kartierung der landwirtschaftlichen Nutzflächen Österreichs und zur Dokumentation der Ergebnisse in Form von Bodenkarten beauftragt.

Diesem Auftrag wird sie in einer Aufnahme im Maßstab 1:10.000 und einer kartenmäßigen Darstellung 1:25.000 gerecht, wo- bei dieser Aufnahme ein bodengenetisch konzipiertes System zugrundeliegt, das in den niederen Kategorien mit ökologi- schen Merkmalen versehen ist.

Im Gelände werden nach einem semiquantitativen System Boden- schwere, Grobanteil, Humus, Carbonat, Lagerung, Struktur und Durchwurzelung bestimmt, im Laboratorium dann pH-Wert, Carbonat, Humus und Textur analytisch ermittelt. Diese Ge- ländebefunde und Laborwerte sind in dem Erläuterungsheft fest-

gehalten.

Von diesen Grundkarten - Österreich ist, bezogen auf die kartierungswürdige Fläche, zu rd. 90 % kartiert - existieren auch abgeleitet- und kombiniert- thematische Karten. Zählen Karten über die Bodengüte, den Kalkgehalt und die Bodenreaktion, die Wasserverhältnisse und Erosionsgefährdung zu erstellen, so soll nun als Beispiel einer kombiniert - thematischen Karte eine Bodenempfindlichkeitskarte gegenüber einer Beaufschlagung mit Klärschlamm (NELHIEBEL und EISENHUT 1986) vorgestellt werden.

Nach einer Bewertung (0 bis 2 Punkte) von landwirtschaftlichen Standortseigenschaften, wie Reaktion, Bodenschwere, Humusgehalt, Durchlässigkeit, Grundwassertiefe, Hängigkeit, Erosionsgefährdung, Wasserverhältnisse und Meliorationen erfolgt durch eine Summierung der Punkte eine Einteilung in Empfindlichkeitsklassen, die als weitgehend tolerant, minder empfindlich und empfindlich deklariert und auf Karten in grünen, gelben oder roten Farben ausgewiesen werden.

Auf weitgehend toleranten Standorten kann nach Befragung des Besitzers und Untersuchung des Klärschlammes auf Schwermetalle dieser ausgebracht werden, minder empfindliche Standorte dürfen nur bedingt und unter Berücksichtigung strenger Vorschriften beschlammert werden, empfindliche Standorte müssen von einer Klärschlammausbringung ausgenommen werden.

Die Österreichische Forstliche Standortskartierung

(vgl. KILLIAN 1986)

Die ökosystemären Wechselwirkungen sind im Wald sehr eng, da die Standortsfaktoren die relativ langlebige Vegetation stärker als auf dem Ackerland beeinflussen, die Eingriffsmöglichkeiten auch geringer sind und der Nährstoffvorrat hauptsächlich in der Biomasse gebunden ist.

Dieser Situation Rechnung tragend ist die forstliche Standortskartierung, die seit rd. 25 Jahren über Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft tätig ist, nach einem zweischichtigen Standortsbegriff konzipiert, nämlich nach langfristig unveränderlichen Faktoren, die die potentielle Standortqualität prägen, wie Gestein, Relief, Klima

und Boden (= Standortseinheit) sowie nach temporären, demnach veränderlichen Merkmalen, die den aktuellen Standortzustand erkennen lassen, wie Humusgehalt und -art, Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit im Oberboden, Vegetation (=Standortszustand).

So steht in Österreich ein mehrstufiges kombiniertes Verfahren mit separater Darstellung des aktuellen Standortzustandes im Gebrauch; auf den Karten, die i.d.R. im Maßstab 1:10.000 vorliegen, wird mit Farbe und fortlaufender Nummer die Standortseinheit, mit einer gerissenen schwarzen Linie und Buchstabensymbolen die Vegetationstypen (=Kombination dominierender Pflanzenarten) dargestellt.

Zu jeder Karte wird auch ein Erläuterungsband hergestellt, in dem die Vegetationstypen und Bodenanalysen dargestellt und kommentiert werden.

Es liegt gegenwärtig keine flächendeckende Kartierung der forstlich genutzten Flächen Österreichs vor, nur einige Wuchsräume sind auf diese Weise dokumentiert. Schwergewicht dieser Arbeiten liegt in der Aufnahme aktueller Problemgebiete, wie der Donauauen zur Beweissicherung bei Kraftwerksbauten, ferner von Bereitstellung von Daten als solide Basis zur Lösung von Fragen der Waldnutzung und Waldbelastung.

Schlußgedanken

Die kleingekammerte Gliederung Österreichs, bedingt durch den Anteil an mehreren, sehr heterogenen Großlandschaften (Alpen, Vorländer und Becken, Böhmisches Masse) und somit auch infolge einer großen lithologischen, klimatischen und morphologischen Varianz, macht es geradezu notwendig, nach mehreren Systemen die Grundlagen für eine ökologische Standortbeurteilung zu erstellen. Es war die Absicht, in Form dieses gerafften Überblicks eine allgemeine Information über die Institutionen, die sich mit ökologischer Standortserfassung in Österreich befassen, und den angewandten Systemen zu vermitteln.

Literatur

- DANNEBERG, O. H. (1986): Kartierung landwirtschaftlich genutzter Böden in Österreich. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. 32, 7-35.
- GESSL, A. (1986): Die Österreichische Bodenschätzung. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. 32, 133-154.
- KILIAN, W. (1986): Forstliche Standortsklassifikation und Kartierung in Österreich aus internationaler Sicht. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. 32, 57-80.
- NELHIEBEL, P. und EISENHUT, M. (1986): Die Bodenempfindlichkeitskarte - ein Beitrag zum Umweltschutz. Mitt. österr. geolog. Ges., Bd. 79, 163-174.

Die Veränderung des Mikroreliefs und des Bodeninventars
als Folge der durch Moorsackung und Torfverzehr verursachten
Höhenverluste in einem meliorierten Niedermoorgebiet

Presler, J. und H. Sticher

1. Einleitung

Bis vor 120 Jahren bildete die Region zwischen Bieler-, Neuenburger- und Murtensee im Schweizer Mittelland eine ausgedehnte Sumpflandschaft. Jährliche Ueberschwemmungen waren die Regel, so dass an eine intensive landwirtschaftliche Nutzung nicht zu denken war. Von 1868 bis 1891 wurde das Gebiet umfassend melioriert (1. Juragewässerkorrektion). Die zwischen 431 und 433 m ü.M. schwankenden Wasserstände der drei Seen wurden um 2.5 m abgesenkt und durch ein verbindendes Kanalsystem einander angeglichen. Die früher nur extensiv als Heu- und Streuwiesen oder gelegentlich als Kleinviehweide genutzten Flächen wurden nach und nach der ackerbaulichen Nutzung zugeführt. (Früh et al. 1904; Lüdi 1935; Peter 1921). Die auf die veränderten hydrologischen Verhältnisse zurückzuführende Sackung der Moorböden verursachte jedoch bald wieder neue Ueberschwemmungen. Eine neue grossangelegte Melioration des Gebietes der drei Seen wurde zwischen den Jahren 1962 und 1974 ausgeführt. (2. Juragewässerkorrektion, Müller 1960; Aerni 1980). Wegen der fortschreitenden, unregelmässigen Sackung der Böden (Jäggli et al. 1982) treten heute in zunehmendem Masse, besonders zur Zeit der Schneeschmelze, wenn die Seewasserstände hoch sind, erneut Ueberschwemmungen auf, welche die ackerbauliche Nutzung mehr und mehr beeinträchtigen. Da die Region eines der Hauptgemüseanbaugebiete der Schweiz darstellt, zeichnen sich damit erhebliche wirtschaftliche Einbussen ab. Ziel unserer Untersuchungen war es daher, das Gebiet bodenkundlich detailliert zu kartieren, die Sackungsempfindlichkeit der einzelnen Bodentypen zu ermitteln und in der Folge bodenschonende und sackungshemmende Nutzungsempfehlungen zu erarbeiten. In der vorliegenden Arbeit wird über die Zusammenhänge zwischen Bodentyp und Sackungsausmass und die Folgen für die Landnutzung berichtet.

2. Standort und Methoden

2.1. Untersuchungsgebiet

Das von uns untersuchte Areal umfasst das Gebiet des landwirtschaftlichen Betriebes der Strafanstalten Bellechasse im Kanton Freiburg. Dieser etwa 400 ha grosse Betrieb befindet sich im Grossen Moos und liegt etwa 2 km nördlich des Murtensees. Die genaue Lage ist aus der Abbildung 1 ersichtlich. Die Klimaverhältnisse entsprechen denen des Schweizerischen Mittellandes. (Mittlere Jahrestemperatur: 8.8° C; Mittlere jährliche Niederschläge 969 mm; Station Murten). Die Seen dämpfen jedoch mit ihrer Wärmekapazität den Jahresgang der Temperatur beträchtlich (Egli u. Wanner in Aerni, 1980).

Labor für Bodenkunde, ILW, Eidgenössische Technische Hochschule,
ETH-Zentrum, CH-8092 Zürich

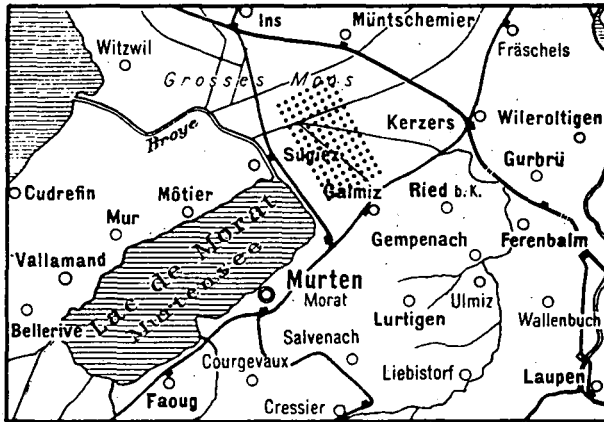


Abb. 1: Die geographische Lage des Untersuchungsareals (punktierte Fläche). (Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 21.1.1987).

2.2. Bodenkundliche Kartierung

Als Grundlage der detaillierten Bodenkartierung im Massstab 1 : 5000 dienten entzerrte und auf denselben Massstab vergrösserte Luftbilder. Die Bodentypenaufnahme erfolgte anhand von 70 Profilen. Neben der routinemässigen Feldansprache wurden Proben sämtlicher Profile im Labor untersucht. Die Grenzen der Bodeneinheiten wurden mit Hilfe von Bohrungen erfasst. Insgesamt wurden 63 Bodeneinheiten ausgeschieden. Zur Kartierung siehe auch Bodenkarte der Schweiz, 1 : 25'000, Blatt Murten (Peyer et al. 1986).

2.3. Erfassung der Setzungen

Für die Erfassung der Setzungen standen uns die detaillierten Nivellierungen aus den Jahren 1865 (Mehrwert-Schätzkommission) und 1920 (Peter, 1921) zur Verfügung. Zusätzlich haben wir im Jahre 1985 in unserem Areal selber eine Nivellierung durchgeführt. Im 50m-Raster wurden Messpunkte mit einem halb-automatischem Nivellier-Gerät (Kern GKO-A) aufgenommen. Auf diese Art wurden 1513 Punkte gemessen, was einer Fläche von 378.25 ha entspricht. Der gleiche Raster wurde auch für die Uebertragung der Messwerte aus den alten Karten verwendet. Die Originalaufnahme von 1920 lag im gleichem Massstab (1:5000) wie unsere Aufnahme vor. Pro Rasterfeld war mindestens eine Messung vorhanden.

Die Karte von 1864/65 lag im Massstab 1:10'000 vor. Da die Messdichte geringer war, wurden einige Raster nach entsprechenden Höhenlinien mit Messwerten versehen. Dadurch wurde das Geländemodell etwas geglättet.

Mit Hilfe des Computers wurden diese Rasteraufnahmen übereinander gestellt und die Sackungen als einfache Differenzen errechnet. Die statistische Auswertung wurde mit Hilfe des SPSS-Programmpaketes und die graphische Darstellung mittels des EGS (Erlanger Graphik System) im Rechenzentrum der ETH Zürich durchgeführt.

3. Resultate

3.1. Die Böden

Die Schichtung der wichtigsten Böden des Untersuchungsareals ist in der Abb.2 schematisch dargestellt.

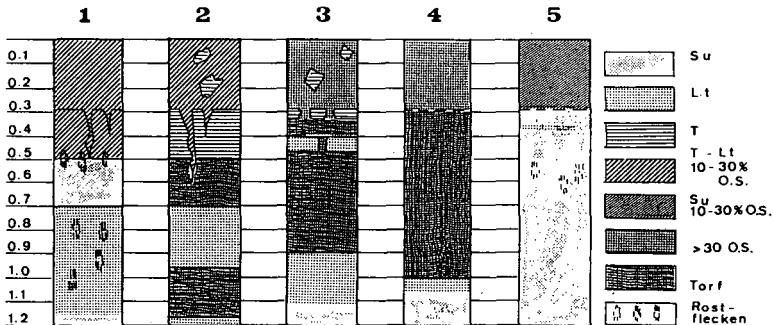


Abb. 2: Schematische Darstellung der Schichtfolge der wichtigsten Bodentypen im Untersuchungsareal.

1. Humusreiche Pseudogley-Gleye in typischer alluvischer Schichtabfolge. Diese Böden repräsentieren 24% der untersuchten Fläche. Der mittlere Höhenverlust seit 1865 beträgt 0.25 m.
2. Pelosol-Anmoorgleye. 27% der Fläche. Mittlere Setzung seit 1865 1.2 m. Die dem PflügehORIZONT folgende Schicht enthält mehr als 50% Ton. Die zwischen den Torfschichten eingeschlossene mineralische Schicht besteht aus tonigem Schlufflehm.
3. Basenreiche Niedermoore mit eingeschalteten Schwemmlahmen. 5% der Fläche. Mittlere Setzung 1.4 m. Diese Böden unterscheiden sich vom Typ Nr. 2 durch den höheren C-Gehalt im Oberboden (25 - 30%) und weniger ausgeprägte mineralische Zwischenschichten.
4. Typische basenreiche Niedermoore. 10% der Fläche. Mittlere Setzung 1.2 m. Diese Böden haben im Lauf der Zeit flächenmässig am stärksten abgenommen. Sie verlieren dadurch immer mehr an Bedeutung.
5. Ehemalige Strandböden (Humusreiche Auen-Pararendzinen). Diese Böden lagen vor der 1. JGK teilweise noch unter Wasser oder im Seeuferauenwald. Sie wurden erst während des 1. Weltkrieges, nach Rodung des Waldes, dem Ackerbau zugeführt.

Die Torfe sind vor allem Schilf- und Seggentorfe. Der Zersetzungsgrad (nach v. Post) liegt je nach Torfschicht zwischen 3 und 6, die C/N-Verhältnisse variieren zwischen 12 und 30. Die pH-Werte (CaCl₂) liegen zwischen 5.2 und 6.5. Je nach der Konsolidierung und mineralischen Beimengungen schwanken auch die scheinbaren Dichten (Trockenraumgewicht) der Torfe zwischen 150 und 250 kg/m³. Die Unterlage besteht durchgehend aus carbonatreichen Sanden.

3.2. Setzung der Bodenoberfläche

Die Nivellierungsergebnisse sind in der Tabelle 1 zusammenfassend dargestellt. Die mittlere Geländehöhe lag 1920 um 0.37 m, bzw. 1985 um 0.95 m tiefer als 1865. Die zunehmende Varianz der Messwerte deutet auf eine allmähliche Bildung eines Mikroreliefs hin.

Tabelle 1: Zusammenstellung der Geländehöhen

Parameter	1865	Jahr 1920	1985
Anzahl Messwerte	1513	1513	1513
Mittelwert (m ü/M.)	432.69	432.32	431.74
Maximum	433.70	433.40	433.07
Minimum	431.60	431.30	430.54
Varianz	0.054	0.070	0.155

In der Abb. 3 sind die Reliefveränderungen und die Sackung des Geländes mittels eines dreidimensionalen Geländemodells dargestellt. Den nicht gemessenen und den ausserhalb des Versuchsareales liegenden Rastern wurde die Höhe von 430.50 m ü/M. zugeordnet. Die treppenartige Oberfläche des Modells von 1865 ist auf die Ergänzung des Zahlenmaterials durch die aus den Höhenlinien stammenden Messwerte zurückzuführen. Während am oberstem Rande der Modelle die Senkung der Bodenoberfläche relativ gering ist, senken sich die unteren und die rechts liegenden Partien der Modelle beträchtlich. Die hufeisenförmige Vertiefung auf dem linken Teil des Geländemodells von 1920 verdeutlicht den erst durch die Moorsetzung hervortretenden alten Aarelauf.

Die Resultate der gesamten Beobachtungsperiode von 1865 bis 1985 zeigen, dass etwa 12 % der Fläche (45 ha) keine oder nur geringfügige Setzung, 53% der Fläche (202 ha) eine Setzung zwischen 0.3 und 1.2 m, 27% der Fläche (102 ha) eine Setzung von 1.2-1.6 m und ein kleiner Teil der Fläche (18%) eine Setzung grösser als 1.6 m erfahren haben.

Zusammenhänge zwischen dem heutigen Mikrorelief und den vorherrschenden Bodentypen gehen aus der Abb. 4 hervor, welche einen Ausschnitt aus der Gesamtfläche darstellt (unterer Rand von Abb. 2, um 90° gedreht, vgl. Aarelauf).

4. Diskussion

Torfzehrung und drainagebedingte Volumenverluste verursachen nicht nur eine Senkung der Bodenoberfläche, sondern führen zu einer starken Veränderung der Bodeneigenschaften.

Durch die verdichtungs- und torfverzehrbedingten Strukturveränderungen der Böden werden diese immer schlechter wasserdurchlässig. Durch unregelmässige Senkung der Bodenoberfläche bildet sich ein neues Mikrorelief. Die gezeigten Geländemodelle verdeutlichen die Entstehung von vielen lokalbegrenzten Vertiefungen. Wenn diese zusätzlich mit einer wasserundurchlässigen Schicht kombiniert sind, bilden sich besonders im Frühjahr lokale Nassstellen. Die weitverbreiteten oberflächennahen Tonbänder erschweren zunehmend die Bewirtschaftung. Diese Tonbänder sind durch periodische Austrocknung im Sommer und auch durch die Bodenbearbeitung stark zerbrochen. Durch Risse werden auch die unter den Tonbändern liegenden Schichten dem oxidativem Torfverzehr zugeführt. Aus den Flächenanteilen der verschiedenen Bodentypen geht hervor, dass heute nur noch in ein kleiner Teil des Gebietes Torfschichten enthält. In diesen Teilen wird die Setzung der Ebene voraussichtlich noch weitergehen.

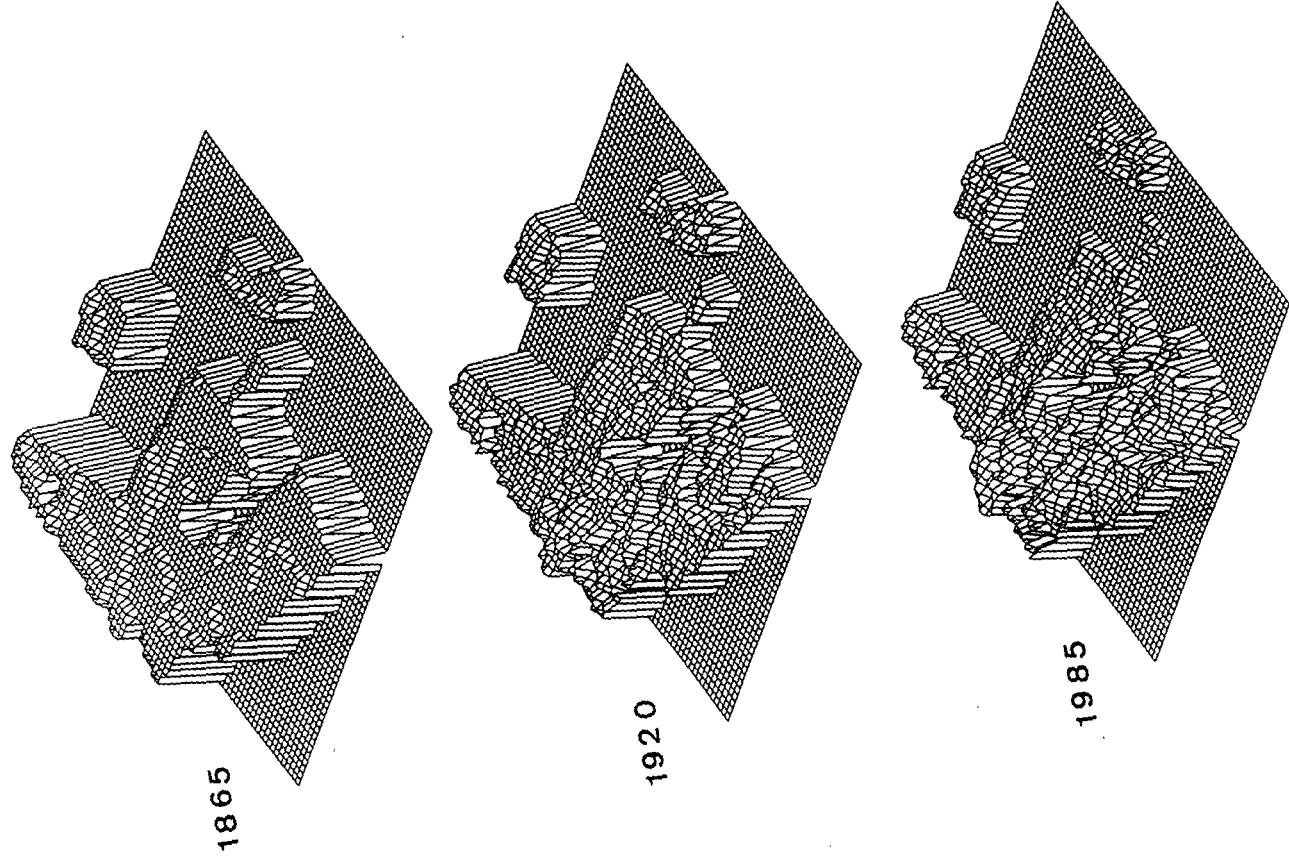


Abbildung 3: Moorsetzungsbedingte Veränderungen des Reliefs zwischen 1865 und 1985

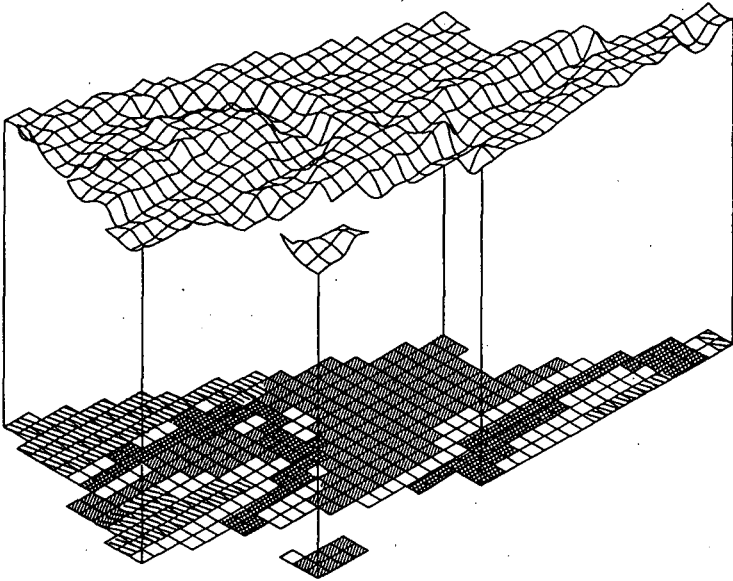


Abb. 4: Zusammenhänge zwischen heutigem Mikrorelief und dem Bodenmuster (Ausschnitt aus Geländemodell Abb. 3, um 90° gedreht).

Zusammenfassung

400 ha eines meliorierten landwirtschaftlich genutzten Niedermoorgebietes (Grosses Moos, Kanton Freiburg/Schweiz) wurden bodenkundlich detailliert kartiert. Anhand alter Nivellierungen und eigenen Messungen wurde die Setzung der Bodenoberfläche seit 1865 kleinflächig ermittelt und in Geländemodellen dargestellt. Als Folge der Setzung sind aus ehemals organischen Böden grossenteils Pseudogley-Gleye entstanden. Die ungleich mächtigen Torfschichten verursachten eine ungleichmässige Setzung der Bodenoberfläche und führten zur Ausbildung eines für den Ackerbau ungünstigen Mikroreliefs. Ziel der Arbeit war es, aufgrund der bisherigen Nutzungs/Setzungsverhältnisse standortgemässe und bodenerhaltende Nutzungsverfahren vorzuschlagen.

Literatur

- Aerni, K., 1980: Die Region Biel-Seeland. Jahrbuch d. Geographischen Gesellschaft von Bern 53/1978-79.
- Früh, J. u. Schröter, C., 1904: Die Moore der Schweiz. Beiträge zur Geologie d. Schweiz, geotechnische Serie, 3. Lieferung. Verlag Franche Bern.
- Jäggli, F. u. Juhasz, J., 1982: Verlauf und Grösse der Moorsackung im Berner Seeland. Schweiz. Landw. Forschung, H3/4.
- Lüdi, W., 1935: Das Grosse Moos im westschweizerischen Seelande und die Geschichte seiner Entstehung. Verlag Hans Huber Bern, 344 S.
- Müller, R., 1960: Die Bedeutung der 2. JGK für das Seeland. Schriftenreihe d. interkantonalen Vereinigung für die 2. JGK.
- Peter, A., 1921: Die Juragewässerkorrektion. Buchdruckerei E. Horat.
- Peyer, K. et al., 1986: Bodenkarte Murten. Eidg. Forschungsanstalt f. landw. Pflanzenbau Zürich-Reckenholz.

Boden- und Nutzungskarten als Grundlage für die Bestimmung der Grundwasserneubildung mit Hilfe von Simulationsmodellen am Beispiel von Berlin (West)

von

Renger, M., Wessolek, G., Kaschanian, B. und R. Plath [†]

Zur Quantifizierung der Grundwasserneubildung in Ballungsgebieten müssen folgende Informationen flächenhaft vorliegen:

- Nutzung bzw. Vegetation ' ' ' ' ' '
- Bodenkarte (nFK, K-PSI) ' ' ' ' ' '
- Versiegelungsgrad, -materialien ' ' ' ' ' '
- Klima (Niederschlag, Temperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Strahlung)
- Grundwasserstand bzw. -amplituden

Die mit ' ' ' ' gekennzeichneten Einflußgrößen stehen flächenhaft für Berlin (West) als Grundlagenkarten im Umweltatlas (1985) im Maßstab 1:50000 zur Verfügung. Die darin enthaltene Bodengesellschaftskarte von R. Grenzius (1984) wurde bodenphysikalisch ausgewertet und in vier Klassen unterschiedlicher nutzbarer Feldkapazität dargestellt:

- I nFK = 70 mm = feinsandiger Mittelsand, We = 6 dm
- II nFK = 110 mm = lehmiger Sand, We = 7 dm
- III nFK = 150 mm = Niedermoortorf, We = 4 dm
- IV nFK = 170 mm = Hochmoortorf, We = 4 dm

Für diese nFK-Klassen wurden mit Hilfe eines geeichten Wasserhaushalts-Simulationsmodells (Renger et al., 1986) die Grundwasserneubildung für unterschiedliche Nutzungen und Grundwasserstandsbedingungen für einen Zeitraum von 35 Jahren berechnet (Wessolek und Renger, 1986). Zur Bewertung der Bodenversiegelung in Hinblick auf den Wasserhaushalt wurden zwei Informationsquellen herangezogen:

[†] Technische Universität Berlin, Inst. f. Ökologie, FG. Bodenkunde, Salzufer 11-12, D 1000 Berlin 10

1. Flächencharakteristik von Berlin (West) in Form der Bodenversiegelungskarte nach R. Böcker (1984),
2. Studie über Versickerungseigenschaften unterschiedlicher Versiegelungsmaterialien (Berliner Wasserwerke und Technische Universität Berlin, FB 21, 1984)

Daraus ist in Tab. 1 eine Kurzbeschreibung der verwendeten Versiegelungsstufen zusammengestellt und in Tab. 2 eine dazugehörige Bewertung der Versiegelungsstufen in Hinblick auf Durchlässigkeit. Diese Einstufung erfolgte anhand von Flächenplanimetrierungen (1:4000, Karten des Vermessungsamtes) sowie Bonitierungen ausgewählter "Repräsentanzflächen" (2-6 ha) im Stadtgebiet.

Eine Quantifizierung der Grundwasserneubildung dieser Flächen konnte nun für die unversiegelten Flächenanteile durch Simulationsberechnungen und für die versiegelten Flächen mittels der "Wasserwerksstudie" durchgeführt werden. Als Ergebnis werden in Abb. 1 beispielhaft die mittleren Grundwasserneubildungsraten für unterschiedliche Nutzungen und teilversiegelte Flächen dargestellt.

Es kann festgehalten werden, daß mit zunehmender Versiegelung die Grundwasserneubildung abnimmt. Ferner zeigt sich, daß versiegelte Flächen mit hohen Fugenanteilen und/oder Verdunstungssperrschichten (z.B. Kies) unterhalb der Auflagen eine höhere Grundwasserneubildung aufweisen können als bewachsene Freiflächen. Weiterhin ist von Bedeutung, daß auf versiegelten Flächen sogar im Sommerhalbjahr eine Neubildung auftreten kann mit zum Teil wesentlich höheren Mengen als unter Vegetation. Gewichtet man nun die in Tab. 2 aufgeführten Versiegelungsstufen mit den nutzungs- und versiegelungsspezifischen Grundwasserneubildungen, so kann die mittlere Grundwasserneubildung als Faktor der Versiegelungsstufen dargestellt werden (Abb. 2). So beträgt die Summe der Grundwasserneubildung unter schwach versiegelten Flächen (Klasse I) im Mittel 140 mm/a und wird vornehmlich von unversiegelten Flächen gespendet. Dagegen leisten in stark versiegelten, innerstädtischen Gebieten (Klasse IV) die versiegelten Flächen mit >90% den größten Anteil an der Grundwasserneubildung, die jedoch im Vergleich zu Klasse I mit <90 mm/a deutlich geringer ausfällt.

Mit Hilfe dieser Versiegelungscharakteristik und den o. g. Grundlagenkarten von Berlin (West) lassen sich nunmehr relativ einfach flächenhafte Aussagen über die Grundwasserneubildung ableiten. Diese Vorgehensweise ist exemplarisch in Abb. 3 für Berlin-Spandau dargestellt. Eine ausführliche Publikation dieser Thematik ist in der Zeitschrift "Wasser und Boden" vorgesehen.

Literatur

Berliner Wasserwerke: Entwicklung von Methoden zur Aufrechterhaltung der natürlichen Versickerung von Wasser, im Rahmen der Studie "Neue Technologien in der Trinkwasserversorgung" des DVGW, 1984

Böcker, R.: Bodenversiegelung, Karten zur Ökologie des Stadtgebietes Berlin (West), Maßstab 1:50000, 1984

Grenzius, R.: Bodengesellschaften, Karten zur Ökologie des Stadtgebietes Berlin (West), Maßstab 1:50000, 1984

Renger, M., Strebel, O., Wessolek, G. und W.H.M. Duynisveld: Evapotranspiration and Groundwater Recharge - A Case Study for Different Climate, Crop Patterns, Soil Properties and Groundwater Depth Conditions.
Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149, S. 371-382, 1986

Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz: Umweltatlas Berlin, Band 1, 1985

Siegert, G.: Entwicklung eines Verfahrens zur Messung und Berechnung der Versickerung von Regenwasser durch teildurchlässige Flächen bei Verwendung einer "Feuchte-Tiefenprobe" (Neutronenprobe), Dissertation Technische Universität Berlin, FB 21, 1984

Wessolek, G. und M. Renger: Water Regime of Berlin (West).
Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 50, S. 33-42, 1986

Tab. 1: Versiegelungsklassen (I-IV) in Anlehnung an Böcker (1984)

Versiegelung	Flächencharakteristik
Klasse I 10 - 50 %	mäßige Versiegelung, Einfamilienhaussiedlungen, Kleingarten- gebiete, Zeilenbausiedlungen Mittelwert 30 %
Klasse II 45 - 75 %	mittlere Versiegelung, Blockrandbebauungen, Nachkriegsneubau- gebiete Mittelwert 60 %
Klasse III 70 - 90 %	starke Versiegelung, städtische Baugebiete mit Blockbebauung, ältere Industrieanlagen Mittelwert 80 %
Klasse IV 85 - 100 %	sehr starke Versiegelung, unzerstörte Blockbaugebiete der Innenstadtbezirke und Industrieflächen, die in jüngerer Zeit entstanden oder verändert worden sind Mittelwert 95 %

Tab. 2: Prozentuale Verteilung undurchlässiger, teildurchlässiger und versie-
gelter Flächen in Abhängigkeit von den Versiegelungsklassen

mittlere Flächenanteile in %

Versiegelungsstufe	I	II	III	IV
undurchlässig	15	32	51	64
teildurchlässig	15	28	29	31
unversiegelt	70	40	20	5

undurchlässig : Gebäude, Asphalt

teildurchlässig : Kopfsteinpflaster, Rasengittersteine, Mosaikstein-
pflaster, etc.

unversiegelt : Garten, Wald, Acker, Park, etc.

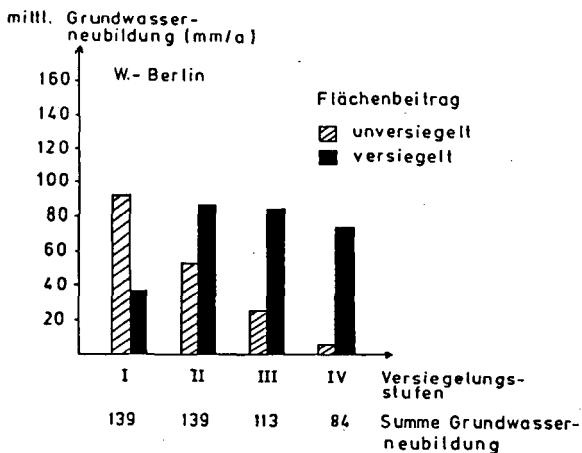


Abb. 1: Grundwasserneubildung bei unterschiedlichen Flächennutzungen und Versiegelungsmaterialien

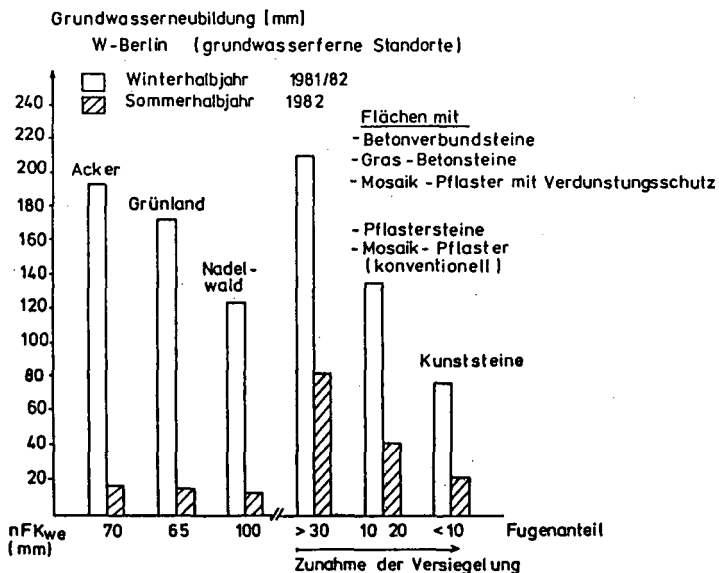


Abb. 2: Mittlere Grundwasserneubildung in Berlin (West) bei unterschiedlicher Versiegelung

LEGENDE

Nutzung: W=Wald, G=Grünland, A=Äcker
 GW-Amplitude: grundwassernah bis -fern=1 bis 6
 nFK (Nutzbare Feldkapazität!): I, II, III, IV

Klasse	Boden	G	A	W	
I	IsmS	65	70	100	
II	IS	110	100	170	
III	As	140	150	225	
IV	nH	200	170	280	

mittl. GW-N
(mm/a)

	I/6/W	115
	I/4/W	40
	II/6/W	84
	I/5/A	200
	60%-I/4/W + 40%-IV/1/6: (12 S)	7
	Friedhof, Kleingärten, Camping, Park, Baumschule	132
	Brach- und Ruderalflächen, Aufschüttungen	180
	Sportplatz (Rasen, Granulat)	240
	Wassertfläche (Penman-Verd=620mm/a)	-28

Versiegelungs- Stufen: I bis IV

	Stufe I (30%)	37 (-92) = 139
	Stufe II (60%)	86 (-53) = 139
	Stufe III (80%)	87 (-26) = 113
	Stufe IV (95%)	77 (-7) = 84

• GW-Neu für die Freiflächen: $\#(II, I/6/AGW) = 132$

TUB

GW-Neubildungs- Karte für
BERLIN - Spandau

1986

bk



TUB

GW-Neubildungs- Karte für
BERLIN - Spandau

1986

bk

Abb. 3: Kartenmäßige Darstellung der Grundwasserneubildung für Berlin-Spandau

Auswirkungen kurzzeitig erhöhter Grundwasserstände
auf den Pflanzenertrag in einem Bergsenkungsgebiet
-Kleinlysimeterversuch-

von

Rennefeld, H., H. Franken* u. D. Schröder**

1. Einleitung

Infolge des Steinkohle- und Salzbergbaus kommt es am Linken Niederrhein zu großflächigen Bodenabsenkungen. Da aber der Grundwasserstand, bezogen auf "NN", vom Pegel des Rheinstromes bestimmt wird, kann sich in den Auenböden parallel zu den Rheinhochwassern der Grundwasserflurabstand verringern. Kurzzeitige Anhebungen des Grundwasserspiegels bis in den Wurzelraum der Pflanzen bzw. Überstauungen sind möglich. Zeitpunkt, Dauer und Ausmaß der Hochwasser variieren von Jahr zu Jahr.

Welche Bedeutung ein optimaler Grundwasserstand für den Ertrag haben kann, wird durch zahlreiche Arbeiten belegt (Frede u. Meyer 1978; Keller 1968; Kolesch u. Harrach 1984; Renger u. Strebel 1983; Voigt 1977; Wohlrab u. Bahr 1970).

Ziel dieser Arbeit ist es jedoch festzustellen, wie sich die kurzzeitigen Grundwasseramplituden auswirken, die über das Niveau des langfristigen mittleren Grundwasserstandes hinausgehen und bis in den Ap-Horizont reichen. Um die Auswirkungen des Grundwassereinstauens in den Wurzelraum unabhängig von den jeweiligen Naturgegebenheiten untersuchen zu können, wurde ein zweijähriger (1985/1986) Kleinlysimeterversuch mit ungestörten Bodensäulen durchgeführt, der durch umfassende Felduntersuchungen ergänzt wird.

* Institut für Pflanzenbau, Katzenburgweg 5 5300 Bonn

** Institut für Bodenkunde, Postfach 3825 5500 Trier

2. Material und Methodik

Für die Versuchsdurchführung sind in beiden Jahren jeweils 36 Lysimeter (35 cm Innendurchmesser, 90 cm Höhe) mit Hilfe eines 20 t-Hydraulikbaggers aus Ackerflächen im Untersuchungsgebiet entnommen worden. Hierzu wurden Stahlröhren in den Boden gedrückt und mitsamt der ungestörten Bodensäule wieder herausgezogen. Ein Schneidring am unteren Ende der Röhren verminderte die Wandreibung soweit, daß eine Stauchung der Erdkerne unterblieb. Als Einstaubehälter für das "Grundwasser" dienten in die Erde eingelassene Ölfässer. Zur Kontrolle der Wasserspannung des Bodens wurden je Lysimeter zwei Hg-Schlauchtensiometer in 15 und 40 cm Tiefe eingebaut.

FAKTOR 1: Pflanzenart * Wintergerste * Mais

FAKTOR 2: Grundwasserflurabstand * 60cm * 30cm * 5cm
(G60) (G30) (G5)

FAKTOR 3: Einstauzeiträume

	Wintergerste	Mais
1985 * Z1: Schossphase		4- 8-Blatt-Stadium
* Z2: Kornbildungsphase		8-10-Blatt-Stadium
1986 * Z1: Vegetationsruhe		2- 5-Blatt-Stadium
* Z2: Schossphase		5- 7-Blatt-Stadium

Anzahl der Lysimeterwiederholungen: drei

Einstaudauer jeweils zwei Wochen.

Bodentyp: Allochthoner Brauner Auenboden.

Ah-M-(-)IIG-Profil, Ah+M > 8 dm

Bodenart:

	0-30	30-60	60-80	80-90 cm
1985	sL	sL	suL	uL
1986	suL	uL	1'U	t'L

3. Ergebnisse

3.1 Erträge

3.1.1 Wintergerste

Als ein Ertragsparameter ist in Abbildung 1 der Kornertrag/Lysimeter dargestellt. Zu beiden Einstauzeiträumen (Z1 u. Z2) ergibt sich ein signifikanter Minderertrag bei einem Grundwasserflurabstand von 5 cm gegenüber 30 und 60 cm Flurabstand. Die Unterschiede zwischen G30 und G60 einerseits und zwischen Z1 und Z2 andererseits lassen sich jedoch nicht absichern. In beiden Versuchsjahren war im Einstauzeitraum Z2 einige Tage nach Einstaubeginn bei 5 cm Flurabstand eine deutliche Aufhellung des Blattgrüns zu beobachten.

Auch im Jahre 1985 war nach einem GW-Einstau während der Schossphase in der Tendenz eine Abnahme der Erträge von 60 zu 5 cm Flurabstand festzustellen. Hier unterscheiden sich G5 und G30 signifikant von G60. Nach einem GW-Einstau in der Kornbildungsphase lassen sich dann keine Ertragsunterschiede mehr absichern.

3.1.2 Mais

Im Jahre 1986 ist nach einem GW-Einstau bis 5 cm unter Flur im 2-5-Blatt-Stadium der Grünmasseertrag/Lysimeter gegenüber G30 und G60 signifikant reduziert. Ebenso ist bei G5 der Ertrag an Kolbentrockenmasse gegenüber G60 signifikant geringer. Nach einem Einstau im 5-7-Blatt-Stadium unterscheiden sich die Grünmasseerträge von G5 und G60 signifikant, bei der Kolbentrockenmasse

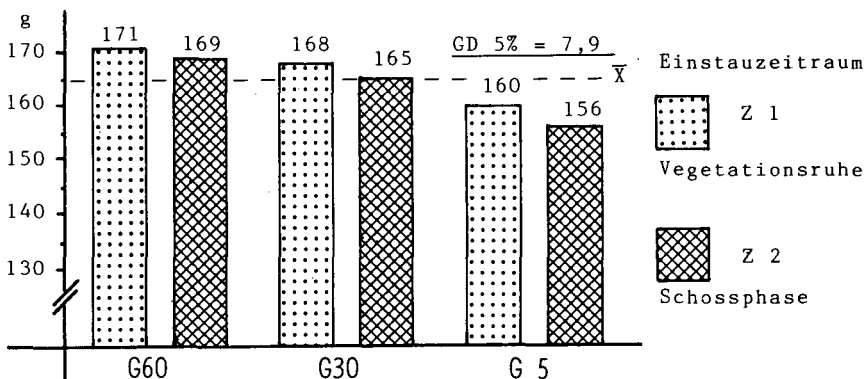


Abb. 1: Wintergerste 1986; Kornertrag (g/Lysimeter) bei 60, 30 und 5 cm Grundwasserflurabstand.

lassen sich die Unterschiede jedoch nicht mehr absichern. Diese Aussagen treffen tendenziell auch im Jahre 1985 für Untersuchungen im 4-8- und 8-10-Blatt-Stadium zu. In beiden Versuchsjahren konnten bei G5 eine gehemmte Pflanzenentwicklung sowie eine leichte Aufhellung der Blätter während des GW-Einstau fest gestellt werden.

3.2 Wasserspannung

In Abbildung 2 ist der Verlauf der Wasserspannung im Boden unter Wintergerste (1986) aufgezeichnet. Nach dem GW-Einstau Z1 verlaufen die Kurven für alle Flurabstände (G60, G30, G5) fast dek- kungsgleich. Nach dem Einstau Z2 zeigt der geringe Flurabstand von nur 5 cm eine nachhaltige Wirkung auf den Wasserhaushalt der Bodensäule. Mit ca. 10-tägiger Verspätung steigt die Saugspannung bei G5 auf das Niveau der Varianten G30 und G60 an.

3.3 Nitrat

In Tabelle 1 sind die NO₃-Gehalte im Ap-Horizont unter Wintergerste für die Probenahmetermine vor und nach dem GW-Einstau Z2 aufgeführt. Vor dem Einstau (I) lassen sich die Unterschiede zwischen den Varianten nicht absichern, wohl aber nach dem Einstau (II). Die Varianten Z1 und Z2 unterscheiden sich signifikant über alle Flurabstände; der späte GW-Einstau führt zu einer Verminderung des Nitratgehaltes. Beim Vergleich zwischen den GW-Flurabständen ergibt sich ein signifikant höherer Nitratgehalt bei G5 gegenüber G60.

Tab 1: NO₃-Gehalte im Ap-Horizont unter Wintergerste (mg/100 g tr. Boden). Probenahmetermin I = vor, II = nach Z2.

GW-Flurabstand		G 60	G 30	G 5	GD5%	Einstauzeitraum
I	Z1	7,049	7,333	6,850	0,778	Z1: Vegetations- ruhe
	Z2	6,618	6,875	6,702		
II	Z1	2,790	3,043	2,738	0,450	Z2: Schossphase
	Z2	1,105	1,432	1,738		

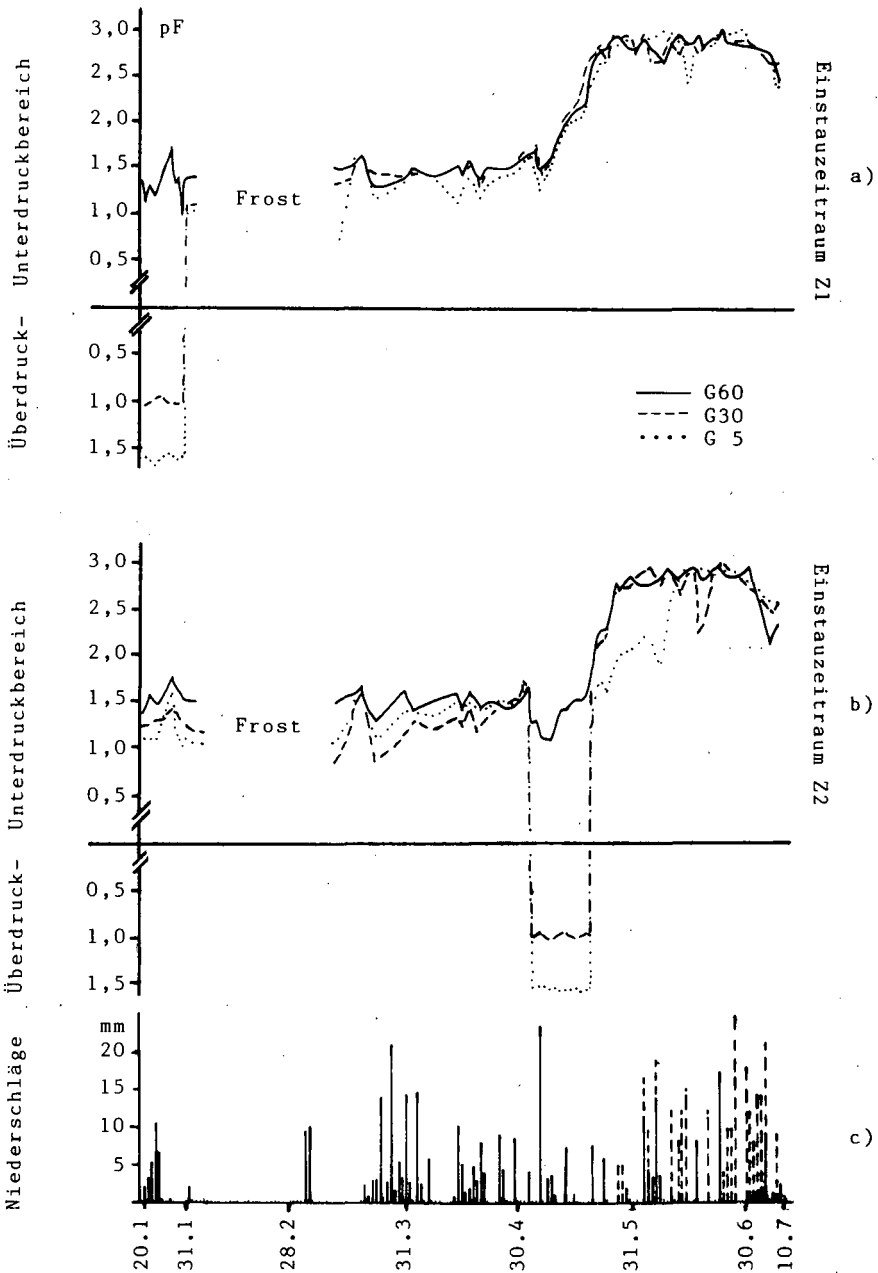


Abb. 2: a) und b) Wintergerste 1986; pF-Kurven in 40 cm Bodentiefe. c) Niederschläge (—) und zusätzliche Wassergaben (---) während der Vegetationsperiode.

4. Schlußbetrachtung

Das hier vorgestellte Verfahren zur Gewinnung von ungestörten Bodensäulen hat sich als praktikabel erwiesen.

Die Ergebnisse des zweijährigen Lysimeterversuches zeigen, daß bei extrem hohen Grundwasserständen mit einer Ertragseinbuße zu rechnen ist. Das gilt sowohl für die Wintergerste als auch für den Mais. Aber in Anbetracht der Tatsache, daß die im Versuch gewählte Einstaudauer von zwei Wochen unter natürlichen Bedingungen wohl kaum erreicht wird, kann in der Praxis eher noch von geringeren Ertragsdepressionen ausgegangen werden.

5. Literaturverzeichnis

FREDE; H.-G., MEYER, B.: Pflanzenertrag und Wasserbilanz bei unterschiedlichen Grundwasserständen. -Lysimeterversuch
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 26, 209-218, 1978

KELLER, G.: Die Wirkung von Grundwasserspiegelveränderungen auf den landwirtschaftlichen Ertrag. Wasser u. Boden 20, 12-15, 1968

KOLESCH, H., Harrach, T.: Der Einfluß geringer Grundwasserflurabstände auf die Durchwurzelung und Ertragsbildung bei Getreide auf der Wetterau. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 40, 87-90, 1984

RENGER, M., STREBEL, O.: Einfluß von Grundwassersenkungen auf den Pflanzenertrag bei Acker- und Grünland. Kali-Briefe 16 (7), 379-389, 1983

VOIGT, H.: Zur Auswirkung von Grundwasserabsenkungen auf den Grünlandertrag. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 25, 689-694, 1977

WOHLRAB, B., BAHR, R.: Das Grundwasser als leistungsbegrenzender und leistungsfördernder Standortfaktor für landwirtschaftliche Bodennutzung. Aus: Landesausschuß für landwirtsch. Forschung, Erziehung und Wirtschaftsberatung beim Ministerium für Ernäh., Landw. und Forsten des Landes NRW. Reihe C, 17, 5-82, 1970

Ökologische Bewertung landwirtschaftlicher
Nutzflächen

von

Rosenbaum, T., K.-F. Schreiber u. R. Thöle

Für eine ökologische Bewertung landwirtschaftlicher Nutzflächen brauchen wir standörtliche Informationen. Soll die Bewertung flächengetreu und flächenscharf sein, ist eine detaillierte Standortskartierung unumgänglich - zumindest aber werden flächenbezogene Aussagen über die Beschaffenheit der Standorte benötigt. Ein Standort ist die Gesamtheit aller an dem Wuchsort einer Pflanze auf diese, ihr Wachstum und ihre Ertragsleistung einwirkenden physikalisch-chemischen Faktoren.

Wir stehen in langer Tradition standortkundlicher Kartierungen:

- Forstliche Standortskartierung Mitte der 30er Jahre in Süddeutschland (KRAUSS, 1936/39). Weiterentwicklung im Sinne von Standortsfaktoren ist nicht der genetisch definierte Bodentyp, sondern die ökologisch determinierte Ökoserie von Böden verschiedener genetischer Herkunft aber +/- gleicher ökologischer Wertigkeit für bestimmte Pflanzen (SCHLENKER, 1939, 1964).
- Landwirtschaftliche Standortskartierung in Baden-Württemberg erst nach dem Krieg: Frage nach den wachstums- und ertragsbeeinflussenden Standortsfaktoren im oben definierten Sinne. Der etwa gleichzeitig in der DDR entwickelte Ansatz ist demgegenüber klassisch geowissenschaftlich orientiert.

Wenn man heute an eine ökologische Bewertung landwirtschaftlicher Standorte geht, sollte man meinen, daß seit den Bewertungsver-

versuchen der 50er und 60er Jahre, zu denen die Ellenberg'schen, die Arbeiten in der Forschungsstelle für Standortkunde in Baden-Württemberg oder der Versuch einer Artenbezogenen Bewertung im Nordteil des Kantons Waadt in der Westschweiz (SCHREIBER, 1969) gehören, der Zuwachs an Erkenntnis über die Beziehungen zwischen Standorteigenschaften und Ertragsleistung landwirtschaftlicher Kulturen erheblich ist. Tatsächlich ist die Zahl der wachstums- und ertragsbezogenen Publikationen unübersehbar geworden. MÖHRING (1984) zitiert eine Zahl von ü. 60 000 Arbeiten zu diesem Thema im Zeitraum von 1970-1980. Man kann heute also von ca. 100 000 Publikationen seit 1970 ausgehen. Eines fällt bei einer im Prinzip nur zufälligen Stichprobe auf: Der Informationsgehalt der meisten Publikationen ist kaum standörtlich greifbarer geworden als zu der Zeit der Bewertungen in den 50er und 60er Jahren. Die Wahl der sog. Standortparameter erscheint eher willkürlich und vielfach ausgesprochen unökologisch, wie z.B. Höhe ü. NN, Jahresniederschlag und Jahresmitteltemperatur und nicht Niederschlags- oder Temperaturcharakteristika, Ackerzahl der Bodenschätzung etc. Meist erfolgt ein Rückgriff auf verfügbare Daten ohne Prüfung ihrer tatsächlichen ökologischen Wirksamkeit, d.h. die standortkundlich-ökologischen Kenntnisse sind auch bei Ertragskundlern genauso gering wie früher. Zum anderen erschwert die heutige Agrotechnik eine Eignungsbewertung landwirtschaftlicher Flächen. Erfolgreich sind früher starke Standortsabhängigkeiten, wie z.B. die gefürchteten nassen Füße beim Mais, weggezüchtet worden. Sorten werden heute eher nach anderen Gesichtspunkten als solchen der Standortsausprägung ausgewählt. Meliorationen verschiedener Art sowie ausgeklügelte und letztlich meist hohe bis sehr hohe Düngergaben haben die ehemals stark ertragsbeeinflussenden Standortsunterschiede nivelliert. Der hohe Eutrophierungslevel als Folge dieser jahrzehntelangen Standortsbeeinflussung wird auch beim Brachfallen durch die immer uniformer erscheinenden Pflanzengesellschaften einer dann folgenden Brachesukzession charakterisiert.

Der Versuch einer ökologischen Bewertung landwirtschaftlicher Nutzflächen mit der Zielgröße "Ertrag" und unter Zuhilfenahme der EDV soll hier vorgestellt werden. Die Grundlage für die Bewertung bildet, neben dem eigentlichen Bewertungsmodell, das Programmsystem ARIADNE, das in der Lage ist, mehrere Karten mit ökologischen Basisinformationen zu einer Synthesekarte - in Form einer ökologi-

schen Basisdatei - zu verschneiden (vgl. Beitrag von HEISS et al., in diesem Band).

Das Modell FELD simuliert Pflanzenwachstum in einem Feld unter bestimmten Standortbedingungen. Es setzt sich aus 4 inhaltlichen Bereichen zusammen:

Wasserhaushalt Humusdynamik Stickstoffhaushalt Pflanzenwachstum

FELD enthält einen Datensatz für 6 verschiedene Pflanzenarten. Die Übersetzung von BASIC in FORTRAN erfolgte zur Verringerung der Rechenzeit. Mit FELD lassen sich sicherlich keine exakten Ertragsberechnungen durchführen, da zu wenige betriebswirtschaftliche Parameter berücksichtigt werden. Seine Anwendung soll hier nicht als Ertragsschätzung verstanden werden, sondern als Vergleich von Standorten in quantitativer Weise bzgl. einer bestimmten Zielgröße. FELD wurde an Faustzahlen aus der Landwirtschaft und an Daten aus dem ökologischen Landbau überprüft. Ein Vergleich von Modellergebnissen mit Ertragsdaten steht noch aus. Die an FELD geäußerte Kritik ist sicherlich nicht unberechtigt, da FELD ein einfaches Modell ist, doch zeigen zahlreiche Anfragen einen großen Bedarf an relativ "einfachen" Modellen an.

Die Reaktionen des Modells auf die Veränderungen bestimmter Umweltbedingungen - hier durch die Eingangsdaten repräsentiert - wurden anhand einer Sensitivitätsanalyse untersucht und sollen hier an 3 Beispielen erläutert werden (vgl. Abb. 1).

a) Grundwasserstand

Der Parameter Grundwasserstand wirkt hier zweifach: entweder die Wurzeln haben einen Anschluß an den Kapillarsaum oder nicht. Auffällig ist, daß bei sehr hohen Grundwasserständen keine Ertragsdepression zu verzeichnen ist. Bei weiteren Simulationsrechnungen zeigte selbst ein Grundwasserstand von 10 cm unter Flur keine Wirkung. Hier verliert das Modell seine Gültigkeit.

b) Düngerstickstoff (Frühjahrsdüngung)

Der N-Bedarf der Pflanzen ist im Vergleich zu anderen Nährstoffen am höchsten, und der Stickstoff ist in mitteleuropäischen Böden derjenige Nährstoff, der den Ertrag am stärksten bestimmt. Bei

Parabraunerde und Podsol zeigt die N-Düngermenge eine ausgesprochen positive Beziehung zum Ertrag. Bei zu hohen N-Gehalten oder N-Gaben (Überdüngung + hohe Temperaturen) reagiert das Modell mit Ertragsabfall (Lagerbildung beim Getreide).

c) Organische Substanz

Dieser Faktor hat prinzipiell eine positive Beziehung zum Ertrag. Der Ertragsabfall bei Schwarzerde oberhalb 6% ist dadurch zu erklären, daß bei hohen Gehalten im Laufe der Vegetation große Mengen an Stickstoff mineralisiert werden, die dann eine Überdüngung verursachen. Es ist sicherlich nicht richtig, hohe Gehalte an organischer Substanz automatisch mit Ertragsabfall gleichzusetzen; wichtig ist dabei noch der allgemeine Nährstoffzustand des Bodens und das C/N-Verhältnis. Bei Podsol ist der Einfluß des Gehaltes an organischer Substanz gering, da ein sehr niedriges C/N-Verhältnis zugrunde gelegt wurde.

Folgerungen für ökologische Belange

Es drängt sich die Frage auf, ob die Zielgröße "Ertrag" als Hilfe für eine ökologisch orientierte Bewertung ausreichend ist? Bei Problemen wie der Belastung, Belastbarkeit und Funktion bestimmter Landschaftsteile unter agrarischer Nutzung bleiben viele Fragen noch unbeantwortet. Dringlich ist die Erarbeitung und Bereitstellung von Modellen zur Abschätzung und Bewertung ökologischer Folgewirkungen. Die Höhe landwirtschaftlicher Erträge wird wesentlich durch den Einsatz der Agrotechnik, Düngung und den Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln bestimmt. Eine Abschätzung, besser noch genauere Quantifizierung der Folgewirkungen derartiger Eingriffe auf die Ökosystemkomponenten wäre dringend notwendig.

Zur Praktikabilität von EDV-Modellen

"Kleine" Modelle, die im wesentlichen nach Faustzahlen arbeiten, benötigen i.a. eine nicht allzu umfangreiche Datengrundlage. "Große" Modelle, die sehr detailliert und komplex sind, verlangen in der Regel auch eine breite Datenbasis, um sinnvolle Ergebnisse liefern zu können. Zusätzlich ist ihre Struktur von fremden Bearbeitern und Anwendern nur mit großem Arbeitsaufwand durchschaubar. Komplexere Modelle liefern bei ausreichend vorhandenem Datenmaterial exaktere Ergebnisse als einfachere Mo-

delle. Will man größere Flächen mit einer Vielzahl von Bewertungseinheiten bearbeiten, steht der Anwender vor dem Problem des Datenmangels. Praktikabel ist letztendlich ein Modell, daß mit einem weniger umfangreichen Datensatz auskommt. Selbstverständlich sind dann auch die Modellergebnisse undifferenzierter als bei einem komplexeren Modell.

Literatur:

- Bossel, H., 1985: Umweltdynamik. 30 Programme für kybernetische Umwelterfahrungen auf jedem BASIC-Rechner. te-wi Verlag München, 466 S.
- Krauss, G.A., 1936: Aufgaben der Standortkunde. Jahresber. d. Deutschen Forstvereins. Berlin
- Krauss, G.A., 1939: Zur forstlichen Standortbeschreibung. Forstarchiv.
- Möhring, C., 1984: Die Netto-Primärproduktivität - ein Indikator für die Standortqualität ? Diss. Münster, 232 S.
- Schlenker, G., 1939: Die natürlichen Waldgesellschaften im Laubwaldgebiet des württembergischen Unterlandes. Veröff. d. Württ. Landesstelle f. Naturschutz 15. Stuttgart.
- Schlenker, G., 1964: Entwicklung des in Süddeutschland angewandten Verfahrens der Forstlichen Standortkunde. Aus: Arbeitsgem. "Oberschwäbische Fichtenreviere". Stuttgart.
- Schreiber, K.-F., 1969: Landschaftsökologische und standortkundliche Untersuchungen im nördlichen Waadtland als Grundlage für die Orts- und Regionalplanung. Arbeiten d. Univ. Hohenheim, Bd. 45. Stuttgart, 166 S.

durchschnittliche
SCHWARZERDE
300/500/800 mm

durchschnittliche
PARABRAUNEERDE
500/800/1100 mm

durchschnittlicher
PODSOL
500/800/1100 mm

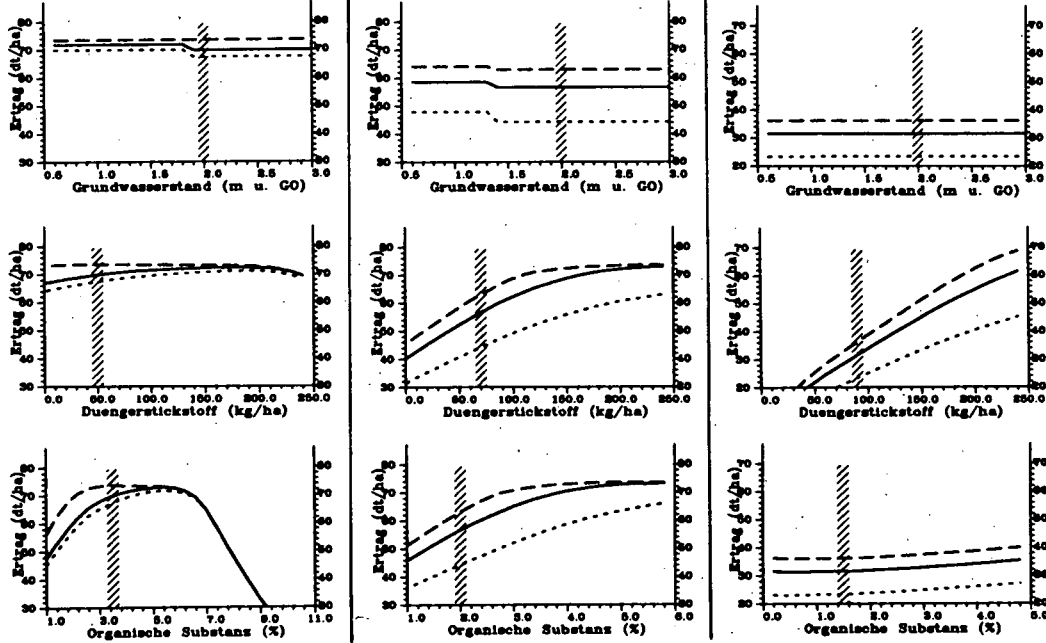


Abbildung 1: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse

Erweiterungsmöglichkeiten der Bodenschätzung
zur besseren Verwendbarkeit für planerische
und bodenkundliche Zwecke

von

Rothhaar, H. und D. Schröder *

1. Einleitung

Die Ergebnisse der Bodenschätzung liegen nahezu flächendeckend für die landwirtschaftliche Nutzfläche der Bundesrepublik Deutschland vor. Es liegt deshalb nahe, sie nicht nur für steuerliche, sondern auch für umweltplanerische und allgemein bodenkundliche Zwecke verwenden zu wollen. Dies ist nach § 1 des Bodenschätzungsgesetzes auch vorgesehen ("Für den Zweck ... einer planvollen Gestaltung der Bodennutzung nutzbarer Flächen des Reichsgebietes durchgeführt".).

Es bereitet der modernen Bodenkunde aber Schwierigkeiten, Schätzungsdaten in eine für sie geeignete Form zu übersetzen. Trotzdem gab und gibt es vielfältige Versuche, die Bodenschätzung für bodenkundliche und planerische Zwecke nutzbar zu machen. So wurden in den vergangenen Jahrzehnten in verschiedenen Bundesländern Auswertungskarten auf der Basis der Bodenschätzung angefertigt (WARSTADT, 1980). Dies erforderte meist eine beträchtliche Geländearbeit.

Neuerdings ist man bemüht, die Ergebnisse der Bodenschätzung mit Hilfe der EDV in die aktuelle Terminologie der Bodenkunde zu übersetzen und für die Erstellung moderner Bodenkarten zu nutzen (z.B. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung). Aber auch dieses Vorhaben ist mit Übersetzungsproblemen und zusätzlicher Kartierarbeit verbunden. Es wäre deshalb wünschenswert, bei der Bodenschätzung (Nachschätzung) einige zusätzliche Kriterien zu erheben, um damit ihren gesamtwirtschaftlichen

* Universität Trier, FB III Geographie/Geowissenschaften, Abt. Bodenkunde, Postfach 3825, 5500 Trier

Nutzen zu erhöhen.

In der vorliegenden Arbeit wurde daher der Versuch gemacht, durch eine geringfügig erweiterte Bodenansprache während der Bodenschätzung zusätzliche Daten zu gewinnen und auf dieser Basis Auswertungskarten zu erstellen (Bodentypen-, Bodengüte-, Bodennutzungs- und Bodenschutzkarten). Außerdem sollten die Feldkarten der Bodenschätzung so umgewandelt werden, daß die Interpretation ihres Inhalts erleichtert wird.

Der Aufwand zur Ermittlung dieser Zusatzdaten sollte die tägliche Flächenleistung der Bodenschätzung nicht wesentlich vermindern, da nur ein zeitsparendes Verfahren eine mögliche spätere Übernahme in die allgemeine Bodenschätzungspraxis realistisch erscheinen läßt.

Durch die Teilnahme bei der Bodenschätzung als ehrenamtlicher Bodenschätzer in einer nachzuschätzenden Gemeinde konnte dieser Versuch der Ausweitung der Bodenschätzung in der Praxis durchgeführt werden (ROTHKGEGEL, 1947 und 1950).

2. Untersuchungsraum und Methodik

Die beispielhaft untersuchte Gemeinde Mettendorf liegt in der Westeifel, etwa 18 km westlich von Bitburg. Geologisch betrachtet gehört diese Region zur mesozoisch geprägten Bitburger Mulde.

Grundlage für die Erstellung der Auswertungskarten ist eine gegenüber der üblichen Bodenschätzung etwas erweiterte Bodenansprache.

Die Bodenschätzung erhebt folgende Kriterien:

- Humusgehalt
- Bodenart
- Bodenartenschichtung
- Skelettgehalt
- Kalkgehalt
- Gründigkeit
- Hydromorphie
- Geländeneigung und Exposition
- Nutzungsart
- Standortbesonderheiten (Beschattung, Frostlage, ...)
- Kopplung von Höhenlage und Klimaeinflüssen

Die eigenen zusätzlich erhobenen Kriterien sind:

- Bodentyp
- Lagerungsdichte (geschätzt)

- Stau- und Grundnässestufe
- Meliorationsbedürftigkeit (allgemein)
- Erosionsgefährdung (qualitativ)

Weitere Auswertungen dieser Daten sind möglich, z.B. die angenäherte Bestimmung von FK, nFK und LK mit Hilfe der Bodenkundlichen Kartieranleitung (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE, 1982).

3. Ergebnisse

Auf der Basis der Bodenschätzung und der zusätzlich erhobenen Kriterien wurden eine einfarbig gehaltene Bodenschätzungskarte 1:5 000 (die hier nicht weiter besprochen wird) mit Klassenzeichen und Wertzahl und 4 farbige Auswertungskarten, ebenfalls im Maßstab 1:5 000, angefertigt.

3.1 Bodenschätzungskarte

Die 82 Feldkarten der Bodenschätzung des Untersuchungsgebietes, die im Maßstab 1:1 000 vorlagen, konnten durch Verkleinerung auf 1:5 000 auf eine Gesamtkarte übertragen werden. Die Bodenkarten wurden zu 5 Einheiten, die Zustands- und Grünlandstufen zu 3 Einheiten zusammengefaßt. Die Bodenarten erhielten 5 unterschiedliche Grundfarben, die Zustandsstufen/Grünlandstufen innerhalb dieser Bodenartenfarbe eine abgestufte Farbintensität.

Das Grünland ist durch Schraffuren kenntlich gemacht, die je nach Wasserstufe eine unterschiedliche Farbe erhielten. Ackerflächen unterschiedlicher Entstehungsart (V, A1, D, Lö) werden durch farbige Klassengrenzen getrennt. Zusatzdaten über Profile und Standort können dem Feldbuch entnommen werden.

3.2 Bodentypenkarte

Diese Karte der Bodentypengesellschaften ist das Ergebnis der Bodentypenansprache nach Kartieranleitung bei der laufenden Schätzungsarbeit. Die Abgrenzung der Einheiten geschieht auch hier auf Basis der Klassengrenzen der Bodenschätzung. Aus Gründen der Flächenleistung mußte eine gewisse Zusammenfassung und Generalisierung von Typen und Subtypen zu Kartiereinheiten vorgenommen werden.

Insgesamt kann eine auf diese Weise erstellte Bodentypenkarte aber wesentlich präziser sein, als eine nur auf der Basis der

üblichen Schätzungsergebnisse konstruierte Bodentypenkarte. So sind z.B. Kolluvien und allochtone braune Auenböden, Gleye und Pseudogleye, Pararendzinen und Kalkbraunerden Bodentypen, die mit "normalen" Feldbuchdaten nur schwer voneinander abgrenzbar sind (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG, 1984).

Da außerdem jeder Schätzer einen gewissen eigenen "Stil" der Profilbeschreibung im Feldbuch entwickelt, wird eine Interpretation zusätzlich erschwert. So ist z.B. die Bezeichnung "braun (br)" bei der Feldbuchausarbeitung in dem hier untersuchten Gebiet überhaupt nicht verwendet worden, obwohl sicher die meisten Böden braune Horizonte aufweisen (BENNE und HEINEKE, 1987).

3.3 Bodengütekarte

Diese Karte entstand in Anlehnung an die geschätzten Acker- und Grünlandzahlen. Sie gibt wichtige Informationen über die räumliche Verteilung von guten, mittleren und schlechten Böden und hilft z.B. landwirtschaftlich wertvolle Vorrangflächen oder geringwertige Flächen leichter einzugrenzen. Diese Karte ist mit Hilfe der "normalen" Bodenschätzungsdaten ohne Zusatz von weiteren Informationen entstanden.

3.4 Planungskarte Bodennutzung/Bodenschutz

Sie enthält eine Fülle von Informationen für unterschiedliche Anwendungen.

Die Landwirtschaft kann daraus Empfehlungen zu Nutzung, Nutzungseinschränkungen, Melioration, Erosionsschutzmaßnahmen, Grenzertragsflächen etc. entnehmen. Umweltplaner und Naturschützer können durch die Darstellung von Trocken- und Naßflächen, Grenzertragsstandorten und Flächen mit empfohlenen Nutzungseinschränkungen wichtige Informationen erhalten.

4. Ausblick

In der Bundesrepublik Deutschland erfolgt die bodenkundliche Geländeaufnahme und die Erstellung von Bodenkarten vor allem durch drei Institutionen:

- die Oberfinanzdirektion (Bodenschätzung)
- die Geologischen Landesämter (Bodenkartierung nach Kartieranleitung)

- die Forstdirektion (Forstliche Standortkartierung)

Im Rahmen der Bodenschätzung und der Forstlichen Standortkartierung wird sehr engmaschig gebohrt. Die dabei unter großem zeitlichen Aufwand gewonnenen Informationen werden aber nur unzureichend ausgewertet - es unterbleibt z.B. eine Ansprache des Bodentyps.

Bei den bodenkundlichen Kartierungen durch die Geologischen Landesämter werden hingegen Bodentypenkarten erstellt, die eigentlich ein enges Bohrnetz erfordern. Um eine akzeptable Flächenleistung zu erreichen, muß aber der Bohraufwand eingegrenzt bzw. durch Vorinformation aus der Bodenschätzung minimiert werden.

Die Konstruktion einer Bodentypenkarte aus den üblichen Schätzungsdaten kann aber nicht so präzise sein, wie eine direkte Ansprache des Bodentyps bei der Bodenschätzung. Zudem ist eine solche Zweigleisigkeit ineffektiv.

Es ist deshalb nicht mehr zeitgemäß, daß die bodenkundliche Landesaufnahme durch verschiedene Institutionen und mit völlig unterschiedlichen Schlüsseln erfolgt.

Effektiver Bodenschutz (z.B. über ein Bodenkataster) erfordert die Umsetzung punktuell ermittelter Forschungsergebnisse auf die Fläche. Hierzu muß ein Kartenwerk geschaffen werden, das über alle Bundesländer hinweg einheitlich und darüber hinaus mit den EG-Nachbarn abgestimmt ist.

Es sollte deshalb angestrebt werden, einer vom Bund koordinierten Instanz die Durchführung von Bodenschätzung, Bodenkartierung und Forstlicher Standortkartierung zu übertragen. Dann könnten in einem Arbeitsgang alle bodengentisch und bodenökologisch relevanten Daten nach einheitlichem Modus erhoben und in elektronischen Datenverarbeitungsanlagen gespeichert sowie verschiedene Basis- und Auswertungskarten gedruckt werden.

Solange diese optimale Lösung aber nicht realisiert wird, sollte die Bodenschätzung in der vorgeschlagenen erweiterten Weise durchgeführt werden.

Hierzu müßten sich die Bodenschätzer entsprechend weiterbilden und die Ergebnisse der Feldarbeit auswerten und kartographisch darstellen.

Zusammenfassend sei noch einmal betont, daß die Berücksichtigung der Bodenschätzung im Rahmen der momentanen Bodenkartierung sicher ein gutes Hilfsmittel ist.

Eine Erweiterung der Bodenschätzung in der hier beschriebenen Weise würde die Bodenaufnahme aber präziser und effizienter machen.

Die beste Lösung - auch im Interesse eines wirksamen Bodenschutzes - wäre aber die Zusammenfassung der angesprochenen Institutionen zu einer mit Bundeskompetenz auszustattenden Institution.

5. Literatur

- ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (Hrsg.): (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, - 3. Auflage. Hannover.
- BENNE, J. u. HEINEKE, H.-J. (1987): Die Übersetzung der Bodenschätzung und ihre digitale Bereitstellung in einem Bodeninformationssystem für Umwelt- und Bodenschutz. - Vortrag DBG-Tagung, Osnabrück.
- GESETZ ÜBER DIE SCHÄTZUNG DES KULTURBODENS (Bodenschätzungsgesetz - BodSchätzG) vom 16.10.1934. - Reichsgesetzblatt I, 1050, Reichssteuerblatt 1306.
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (1984): Übersetzungsschlüssel für die DV-gestützte bodenkundliche Auswertung der Bodenschätzung - Stand: 1.12.84. - Hannover.
- ROTHKEGEL, W. (1947): Landwirtschaftliche Schätzungslehre. - Stuttgart.
- ROTHKEGEL, W. (1950): Geschichtliche Entwicklung der Bodenbonotierungen und Wesen und Bedeutung der deutschen Bodenschätzung. - Stuttgart.
- WARSTADT, M. (1980): Mitwirkung der Bodenkunde bei der Flurbereinigung mit einem Beispiel zur landwirtschaftlichen Standorterkundung "Geseke". - Diss. Bonn.

Die Bodenerosionsdatenbank ERODAT und ihre
Anwendungsmöglichkeiten

von +)
Schaub, D. u. W. Dettling

1. Stand des Forschungsprogrammes

Am Geographischen Institut der Universität Basel wird das Erosionsgeschehen in verschiedenen schweizerischen Agrarlandschaften durch direkte Messungen und Kartierungen langjährig untersucht (Abb. 1).

Hauptuntersuchungsgebiete sind Hochrhein mit Löss- und Schotterböden und Jura 1 mit lehmig-tonigen Böden auf mesozoischem Untergrund. Die übrigen Gebiete wurden kurzzeitig betrieben oder sind erst seit kurzem angelaufen, zu erwähnen ist das seit 1986 laufende Gebiet Moränales Hügelland im schweizerischen Mittelland wo in Zusammenarbeit mit der Kantonalen Landwirtschaftlichen Schule Strickhof bei Zürich Erosionsverminderungsmassnahmen im Masstab 1:1 getestet werden können.

Als Fazit der bisherigen Aufnahmen kann gesagt werden, dass Bodenerosion auch in der Schweiz ein relevantes Problem ist, wobei wegen der kleinräumigen Gliederung grosse regionale Unterschiede vorhanden sind. Die Gefährdungstendenz ist allgemein zunehmend, nicht zuletzt, weil wegen der dichten Besiedlung ein starker Überbauungsdruck herrscht, der die Landwirtschaft in ungünstigere Lagen abdrängt.

2. Anwendungsmöglichkeiten der Bodenerosionsdatenbank

Eines der Forschungsziele ist die Übertragung der Ergebnisse aus den repräsentativen Untersuchungsgebieten auf die Fläche mit dem Ziel der Erosionsvoraussage als Mittel der landwirtschaftlichen Beratung. Dazu soll die Bodenerosionsdatenbank dienen, denn die bei der Erosionsforschung anfallende Datenmenge muss strukturiert und geordnet werden. Dabei handelt es sich, im Sinne des methodischen Ansatzes (H. LESER 1983), um umfassende landschaftshaushaltliche Daten, die nicht nur den Erosionsprozess direkt betreffen.

+) Geographisches Institut d. Universität, Klingelbergstr. 16,
CH-4056 Basel

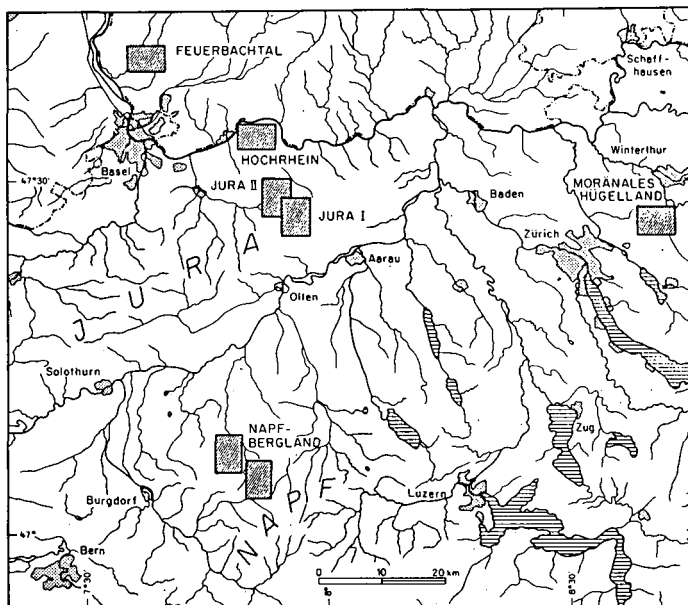


Abb. 1: Die Untersuchungsgebiete des Basler Forschungsprogrammes.

Das Konzept orientiert sich an bestehenden Voraussagemodellen, insbesondere an der USLE nach Wischmeier bzw. der deutschen Adaption durch U. SCHWERTMANN (1981). Diese wurde in einem ersten Schritt überprüft. Es hat sich gezeigt, dass ausserhalb des Lössgebietes die Abtragsbeträge massiv überschätzt werden (T. JENNE 1987; Abb. 2). Diese Zahlen sind das Resultat einer Integration der Ergebnisse der mehrstufigen Messmethodik (R.-G. SCHMIDT 1984, D. SCHAUB 1985). Die Aussage ist aufgrund der immerhin 8-jährigen Messreihe genügend abgestützt, auch wenn die USLE für noch längere Zeiträume (20 Jahre) gilt.

	Bätt.	Allm.	Reiz.	Gross.	Ri/Fr.	Unter.	EZG
UBAG	25.6	17.2	31.0	11.5	26.2	32.7	23.4
Real	1.6	1.8	5.4	5.5	6.4	11.4	5.1

Abb. 2: Nach der UBAG vorausgesagte und gemessene Werte einzelner Flurstücke (alle Angaben in t/ha·J; T. JENNE 1987).

Es ist grundsätzlich schwierig, die USLE im Jura anzuwenden. Der LS-Faktor berücksichtigt die hier verbreiteten Geländemulden, in

denen der Abtrag durch Konzentration des Abfluss entsteht, zuwenig. Ebenfalls nicht zueinander gehen zahlreiche, wechselnde Hangwasseraustrittsstellen, unterhalb denen grosse Schäden entstehen können.

Es erweist sich also als nötig, das vorhandene Modell zu ergänzen oder ein eigenes Modell zu entwickeln. Eine Auswertung der Daten in diesem Sinne ist nur durch eine systematische Datenabspeicherung in Form einer Datenbank möglich (W. DETTLING 1986). Im Hinblick auf eine möglichst flexible Handhabung ist die Datenbank für ein PC-System konzipiert. Die Programmiersprache ist APL, Version 2.01.

Ebenfalls werden einzelne Arbeitsgänge noch manuell oder teilweise doppelt ausgeführt. Es handelt sich also um eine Teilintegration der EDV (Abb. 3). Alle ausgewählten Daten, auch wenn sie mit Hilfe des Computers ermittelt wurden, beispielsweise die Digitalisierung der Regenstreifen, gelangen schlussendlich auf ein Kontrollblatt. Erst dieses wird in die eigentliche Datenbank eingegeben. Diese "unvollständige" Lösung hat einige Vorteile: Neben der Kosteneinsparung gab es auch keine grossen Einführungsprobleme. Die manuellen Zwischenschritte bewirken zudem eine wirkungsvolle Filterungs- und Plausibilitätskontrolle der Daten.

Die Notwendigkeit eines einheitlichen Datenerfassungskonzeptes ergab sich aus der Tatsache, dass verschiedene Mitarbeiter gleichzeitig in verschiedenen Messgebieten arbeiten. Mehrjährige, durch verschiedene Bearbeiter gewonnene Messreihen können nur effektiv ausgewertet werden, wenn sie auch formal übereinstimmen. Das heisst unter anderem, dass gleiche Messgrössen auch den gleichen Einheiten und der gleichen Genauigkeit vorliegen müssen. Dort wo Rohdaten noch weiter verarbeitet werden, wieder als Beispiel der R-Faktor aus den Niederschlagskurven, müssen die Verfahren einheitlich angewendet werden. Für diesen Zweck wurde das bereits erwähnte Formblatt geschaffen. Als Ereignis wird ein Datensatz definiert, der während eines Niederschlages an einem Messpunkt, Parzelle oder Feldkasten, registriert wurde.

Aufgrund der bisherigen Forschungsergebnisse wurden 45 Datenparameter ausgewählt (Abb. 4). Es handelt sich um eine Weiterentwicklung des von W. SEILER (1983) präsentierten Vorschlages. Beim Niederschlag wird der R-Faktor nach WISCHMEIER, ergänzt durch die von U. SCHWERTMANN (1981) vorgeschlagene Korrektur für die Schneeschmelze verwendet. Dieser Faktor wird relativ ausführlich aufgenommen, da sonst kaum Gelgenheit besteht, ihn zu überprüfen. Der Topographiefaktor LS wird wegen der bereits erwähnten Probleme durch einen Formparameter ergänzt. Es folgt der Nutzungscode, der sich am C- und P-Wert der USLE orientiert, sowie bodenkundliche Daten. Auch diese sind relativ ausführlich, da sich bei allerdings noch nicht vollständig ausgewerteten Beregnungsversuchen im Jura gezeigt hat, dass der aus dem Nomogramm ermittelte K-Faktor für diese Böden zu hoch ist. Damit keine gebietsspezifischen Eigenheiten verlorengehen, sind genügend Reserveräume einberechnet.

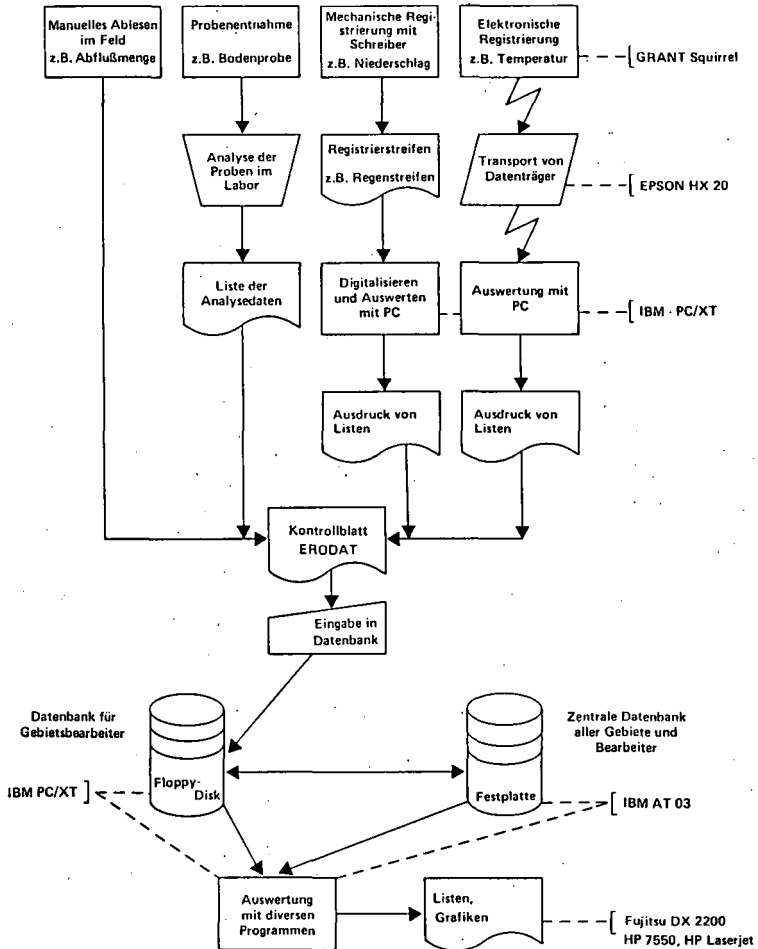


Abb. 3: Datenflussplan von ERODAT

3. Ausbaumöglichkeiten

Die Grundform und die Auswertungsmöglichkeiten sind allgemein für geoökologische Untersuchungen verwendbar. Entsprechend lässt sich auch ERODAT weiter ausbauen. Um die Aussage-sicherheit zu erhöhen sollen in einem nächsten Schritt die Ergebnisse ergänzender Aufnahmen wie Schadenskartierung oder Berechnungsversuche formal

Feldbez.	Inhalt	Faktor	Grösse	Dimension
DAT	Datum, Beginn des Erosionsereignisses		6	ttmmjj
ERNR	Ereignisnummer *		7	TGTFNNN
C1	Code *		2	CC
NTOT	Totale Wassermenge (Regen + Schnee)	10^{-1}	4	mm
REG	Niederschlagsmenge	10^{-1}	4	mm
NDAU	Gesamtdauer des Niederschlags		5	min
SWAE	Schneesmelze Wasseraequivalent	10^{-1}	4	mm
IMA	Maximale Intensität (Imax)	10^{-1}	4	mm/h
IMD	Dauer der I max		3	min
I30	Maximale Intensität w. 30 Min (I30)	10^{-1}	4	mm/h
I30D	Dauer der I30		3	min
NERG	Energie des Niederschlags	10^{-2}	5	J/m ²
RFAK	Erosivität (R-Faktor)	10^{-1}	4	N/h
I05	Maximale Intensität während 5 Min	10^{-1}	4	mm/h
I10	Maximale Intensität während 10 Min	10^{-1}	4	mm/h
I15	Maximale Intensität während 15 Min	10^{-1}	4	mm/h
I20	Maximale Intensität während 20 Min	10^{-1}	4	mm/h
I25	Maximale Intensität während 25 Min	10^{-1}	4	mm/h
BFV	Bo.feuchte (oberste 10cm) vor Ereignis		2	Vol-%
BFN	Bo.feuchte (oberste 10cm) nach Ereignis		2	Vol-%
HN	Durchschnittliche Hangneigung		2	o
FOPA	Formparameter *		4	CLLL
ERFL	Potentiellles Einzugsgebiet		6	m ²
NUCO	Nutzung *		6	CCBHHH
BGR	Bedeckungsgrad		3	%
ERGU	Erosionsgut (Boden + Wasser)		6	g
BOAB	Bodenabtrag (Trockengewicht Sediment)		6	g
C2	Bemerkungen *		1	-
PH	pH-Wert (H ₂ O, KCl) *		6	1ZZZZZ
OS	Organische Substanz	10^{-1}	3	%
NOR	Organischer Stickstoff	10^{-1}	3	%
PO	Phosphatgehalt		3	ppm
CA	Calciumgehalt		5	ppm
MG	Magnesiumgehalt		4	ppm
K	Kaliumgehalt		4	ppm
GS	Grobsand (2,0mm - 0,5mm)	10^{-1}	3	%
MS	Mittelsand (0,5mm - 0,25mm)	10^{-1}	3	%
FS	Feinsand (0,25mm - 0,063mm)	10^{-1}	3	%
GU	Grobschluff (0,063mm - 0,020mm)	10^{-1}	3	%
MU	Mittelschluff (0,020mm - 0,0063mm)	10^{-1}	3	%
FU	Feinschluff (0,0063mm - 0,002mm)	10^{-1}	3	%
T	Ton (< 0,002mm)	10^{-1}	3	%
V1	Reserve		7	-
V2	Reserve		7	-
V3	Reserve		7	-
V4	Reserve		7	-
V5	Reserve		7	-
V6	Reserve		7	-

Abb. 4: Kontrollblatt ERODAT

Übereinstimmend geordnet und in die bestehende Datenbank integriert werden.

4. Zusammenfassung

Die Datenbank ERODAT hat die Aufgabe, die bei der Erosionsforschung anfallende Datenmenge für die Erosionsvoraussage zu ordnen. Sie ist für eine Kleinrechneranlage konzipiert und orientiert sich am bestehenden Modell der USLE. Sie versucht, dieses den gebietsspezifischen Eigenheiten anzupassen.

5. Literaturverzeichnis

DETLING, W.: Benutzeranleitung für ERODAT. Datensammlung und Datenverarbeitung in der Basler Bodenerosions-Datenbank ERODAT. = Mat. z. Physiogeographie H.6, Basel 1986, 40 S.

JENNE, T.: Der Zusammenhang "Wasserhaushalt-Bodenerosion" im Geoökosystem, dargestellt am Beispiel eines Kleineinzugsgebietes im Oberbaselbieter Tafeljura bei Anwil (Bodenerosionstestlandschaft Jura I), im hydrologischen Jahr 1986. = Diplomarbeit Geogr. Inst. Univ. Basel 1987, 206 S. (Manuskript).

LESER, H.: Das achte Basler Geomethodische Colloquium: Bodenerosion als methodisch-geoökologisches Problem. In: Geomethodica 8 (1983), S. 7-22.

SCHAUB, D.: Bodenerosion auf Ackerflächen im Möhliner Feld und Tafeljura. In: Mat. z. Physiogeographie H. 8, Basel 1986, S. 53-65.

SCHMIDT, R.-G.: Technische und methodische Probleme von Feldmethoden der Bodenerosionsforschung. In: Geomethodica 8(1983), S. 51-85.

SCHWERTMANN, U. u.a.: Die Vorausschätzung des Bodenabtrags durch Wasser in Bayern. München 1981, 126 S.

SEILER, W.: Bodenwasser- und Nährstoffhaushalt unter Einfluss der rezenten Bodenerosion am Beispiel zweier Einzugsgebiete im Basler Tafeljura bei Rothenfluh und Anwil. = Physiogeographica Bd. 5, Basel 1983, 510 S.

Dem Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (SNF) sei auch an dieser Stelle für die finanzielle Unterstützung ganz herzlich gedankt.

Zur Beurteilung von Terrassenbreiten im Roussillon/
Südost-Frankreich

von
Schmittner, Karl-Erich +)

Terrassenstandorte werden auch noch heute unter bestimmten Bedingungen bevorzugt. Im Mittelmeerraum gibt es gegenwärtig größere Terrassierungsvorhaben besonders im Bereich von Aufforstungsvorhaben oder im Bereich des Oliven- und Mandelanbaus, neben anderen.

Der Roussillon ist einer der wenigen Landschaften, der nach dem Boden benannt ist. Roussillon bedeutet im katalanischen Bauernwortschatz "Roter Boden". Die langjährigen Niederschläge liegen zwischen 450 mm/Jahr (Küste) und 1100 mm/Jahr (Canigou 2785 m NN). Im Jahre 1876 wurden im Oktober innerhalb von 1 1/2 Stunden 115 mm Niederschlag gemessen (MENGEL). Starkregen treten regelmäßig im Mai (Frühjahrsmonsun) und Oktober/November (Herbstmonsun) auf.

Gegenstand der Untersuchung sind 735 zufallsverteilte Terrassen in allen Höhenstufen (Meereshöhe bis etwa 2500 m NN) und aus unterschiedlichen Ausgangsmaterialien (alle Bodenarten sind vertreten). Die Terrassen wurden vor 1850 angelegt und stehen noch heute unter Nutzung, wobei die Mehrzahl wahrscheinlich aus dem Mittelalter stammt, bedingt durch Bevölkerungsdichte und planmäßigen Ausbau des Bewässerungssystems. Eine nicht unerhebliche Anzahl der untersuchten Terrassen dürfte schon auf die keltische, griechische, römische, westgotische sowie muselmännische Besiedelung zurückgehen.

Ob Berechnungen der Terrassenbreiten vorgelegen haben, ist bis heute nicht nachgewiesen, aber, es ist denkbar und deswegen nicht auszuschließen. Möglicherweise hat sich die Terrassenbreite bevorzugt aus dem Wechsel von Eingriff und Erfahrung

+) Storchenweg 8, 6349 Sinn/Dillkreis

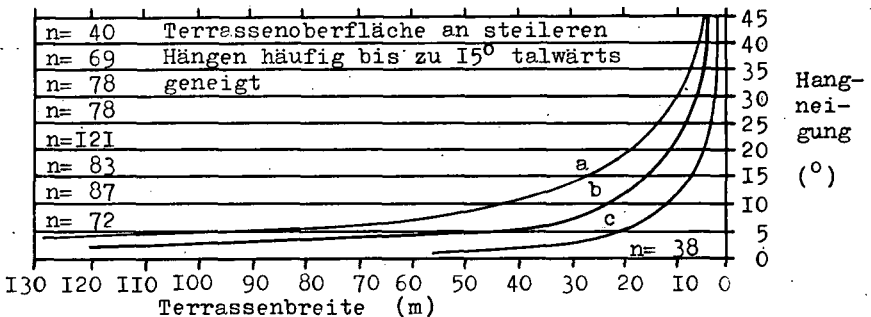
herausgebildet. Gleichwohl, die Existenz der einzelnen Terrassen über Jahrhunderte steht zwangsläufig für ihre solide Herstellung und Pflege.

Datenverarbeitung: Entsprechend den in der Graphik dargestellten Hangneigungswerten werden Klassen aufgestellt, denen die Terrassenbreiten zugeordnet werden. Die Klassenzuordnung geschieht deswegen, da die Fehlertoleranz beim Terrassenbau im Meterbereich liegt, und es betragen die Terrassenbreiten gerade auf den steileren Hängen nur wenige Meter. Neben statistischer Sicherheit wird eine rein graphische Lösung bevorzugt. Darüber hinaus wird die Bodenart mit der Terrassenbreite korreliert.

- Ergebnis:
- I. Die Streuung der Terrassenbreiten auf den flacheren Geländebereichen ist erheblich größer als auf den steileren. Es gibt keinen Zusammenhang zwischen Bodenart und Terrassenbreite.
 2. Rund 50% der Terrassenbreiten liegen zwischen 5 m (bei etwa $15-35^\circ$, Mittelwert 23° Hangneigung) und 25 m (bei etwa $4-15^\circ$, Mittelwert 8° Hangneigung). Es gibt nur wenige Terrassen, deren Breiten größer 125 m betragen.
 3. Es gibt keine signifikanten Unterschiede zwischen Gruppierungen im Talbereich, Vorgebirge und Gebirge. Daher dürfte die unterschiedliche Terrassenbreite bei gleicher Hangneigung bevorzugt auf die unterschiedliche Nutzung zurückgehen.

Literatur:

MENGEL O. (1934): Agrogéologie du Département des Pyrénées-Orientales, Perpignan.



$n_{total} = 735$ (90% davon in der Graphik berücksichtigt)

Kurve durch Maximalwerte (a), Mittelwerte (b) und Minimalwerte (c)

Auswirkungen von Meliorationsmaßnahmen in Flurbereinigungs-
verfahren auf verschiedene Standorteigenschaften

von

Schneider, R. u. Schröder, D. *) , **)

Einleitung

Bei Flurbereinigungsverfahren wurden in der nordöstlichen Eifel großflächig Meliorationsmaßnahmen durchgeführt. Sie erstreckten sich überwiegend auf Tieflockerung plus Bedarfsdrainage.

Im Rahmen des DVWK- Projektes " Meliorationsmaßnahmen in Flurbereinigungsverfahren " sollte der Meliorationserfolg durch eine Befragung betroffener Landwirte und bodenphysikalische Untersuchungen ermittelt werden.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfaßt den Raum Bad Neuenahr- Ahrweiler - Sinzig - Laacher See.

Das Rheinische Schiefergebirge wird hier aus unterdevonischen Grauwacken und Tonschiefern aufgebaut. In erosionsgeschützten Lagen sind Reste mesozoisch- tertiärer Verwitterungsdecken (Graulehme) und pleistozäner Lößlehmüberdeckungen erhalten. Verbreitet sind Lößlehm und vulkanische Aschen in die Böden eingemischt.

Die durchschnittlichen Jahresniederschläge des Untersuchungsgebietes liegen bei 600 mm. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 8 - 9°C.

Material und Methoden

Die Untersuchungen umfaßten insgesamt 7 Flurbereinigungsverfahren. Anhand eines vom DVWK vorgegebenen Fragebogens wurden 31 Landwirte nach ihren Erfahrungen mit den durchgeführten Meliorationsmaßnahmen befragt und die betreffenden Standorte feldbodenkundlich charakterisiert.

Von den 31 erkundeten Standorten sind je drei gelockerte und unge-lockerte pseudovergleyte Pafabraunerden aus Lößlehm, Pseudogleye aus Graulehm und graulehmhaltigen Fließerden und Braunerden bis

*) Dem DVWK sei für finanzielle Unterstützung gedankt.

***) Universität Trier, FB III, Geographie/Geowissenschaften,
Abt. Bodenkunde, Postfach 3825, 5500 Trier

Pseudogley- Braunerden aus Grauwacken- und Tonschiefersolifluktionsschutt zusätzlich bodenphysikalisch untersucht worden.

In dieser Arbeit wird hiervon je ein charakteristisches Profil vorgestellt. Die Melioration dieser Flächen erfolgte 1975 und 1976.

Die Tieflockerung erfolgte mit Wippschar- und Stechhublockern.

Der Abstand der Lockerungsfurchen betrug 80 cm. Die Lockerungstiefe durchschnittlich 70 cm.

Folgende bodenphysikalischen Untersuchungen wurden durchgeführt:

Porenvolumen = Wasservolumen + Luftvolumen (Pyknometer nach Langer), Porengrößenverteilung nach Richards, Luftdurchlässigkeit nach Kmoch, Wasserdurchlässigkeit nach Hanus, Eindringwiderstand mit pocketpenetrometer bei 300 hPa im Stechring.

Die Stechringentnahme erfolgte 1985 in 4 Horizonten mit 6 Parallelen.

Ergebnisse

1. Befragung

Die Erträge wurden durch die Melioration überwiegend positiv beeinflusst (Tab.1). Die Bearbeitbarkeit hat sich verbessert. Fragen nach Befahrbarkeit und Vegetationsdauer beantworteten die Landwirte weniger eindeutig. Es zeigt sich aber auch hier eine positive Einschätzung. BORCHERT und GRAF (1985) erhielten vergleichbare Auskünfte bei ihren Untersuchungen. Differenzierungen zwischen nassen und trockenen Jahren erfolgten nur vereinzelt. Die Mehrheit der Befragten beurteilt die Meliorationsmaßnahmen positiv, würde sie weiterempfehlen und auch selbst wiederholen.

Tab.1: Beurteilung der Meliorationsmaßnahme (Anzahl der Befragten)

Beurteilung	Ernteertrag Jahre			Bearbeitbarkeit Jahre			Befahrbarkeit Jahre			Vegetationszeit Jahre			Gesamterfolg
	insg.	naß	tro.	insg.	naß	tro.	insg.	naß	tro.	insg.	naß	tro.	
deutl. positiv	15	7	10	13	5	5	11	2	2	3	2	1	16
eher positiv	12	4	2	12	3	3	9	1	1	12	4	1	11
unklar	4			6			11			16			3
eher negativ													1
deutl. negativ													
Summe	31	11	12	31	8	8	31	3	3	31	6	2	31

2. Feldebodenkundliche Eigenschaften und pH- Wert

Die Bodenart der Lössböden ist schluffig toniger Lehm, die der Böden aus Graulehm und Graulehmfließerden toniger Lehm bis lehmiger Ton und die der Grauwackenfließerden skelettreicher, schluffig sandiger und schluffig toniger Lehm.

Die meliorierten Böden haben ein lockereres Gefüge als die ungelockerten Böden. Die Lockerheit ist beim Aufgraben in den gelockerten Bereichen deutlich feststellbar. Die Gefügeform hat sich häufig bei den Lössböden vom Polyeder- zum Schwammgefüge, bei den Böden aus Graulehm vom Prismen- bis Grobpolyedergefüge zum feinpolyedrischen bis subpolyedrischen Gefüge und bei den Grauwackenfließerden vom dichten polyedrisch- bis schichtigen Gefüge (Einregelung durch Solifluktion) zum lockeren Subpolyedergefüge verändert.

Die gelockerten Bereiche sind merklich besser durchwurzelt.

Die pH- Werte liegen bei den Lössböden zwischen pH 6 - 6,5, bei den Böden aus Graulehm und Graulehmfließerden zwischen pH 4,8 - 5,5 und bei den Grauwackenfließerden zwischen pH 5 - 5,5.

3. Bodenphysikalische Eigenschaften

Das Porenvolumen nimmt in den ungelockerten Böden mit der Tiefe ab (Tab.2). Die gelockerten Varianten zeigen dagegen in 55 - 65 cm Tiefe ein Maximum des Gesamtporenvolumens mit einer deutlichen Abnahme zu den tieferliegenden ungelockerten Bereichen.

Tab.2: Porenvolumen (%), Poren >50 µm (%) und Poren 50 - 10 µm (%)

Lockerung	Porenvolumen (%)				Poren >50 µm (%)				Poren 50 - 10 µm (%)			
	Tiefe (cm)											
	10 - 20	30 - 40	55 - 65	75 - 85	10 - 20	30 - 40	55 - 65	75 - 85	10 - 20	30 - 40	55 - 65	75 - 85
Lantershofen pseudovergleyte Parabraunerde aus Löss												
ungel.	41,9	40,9	41,4	41,9	8,8	3,2	4,5	5,2	0,6	0,4	1,9	2,9
gel.		40,1	43,2	40,7		7,7	8,5	6,4		1,6	2,9	1,4
Niederdürenbach Pseudogley aus Graulehm												
ungel.	50,7	41,3	37,3	36,6	14,2	7,8	3,7	1,2	2,2	1,9	1,5	1,3
gel.		42,1	42,6	38,1		6,4	7,7	2,2		1,9	1,3	0,9
Galenberg Pseudogley- Braunerde aus Grauwackefließerde												
ungel.	47,2	43,0	38,2	37,5	14,2	9,6	7,6	9,0	1,9	1,6	1,2	1,3
gel.		40,5	40,8	35,4		15,1	15,0	8,4		1,0	0,9	1,0

Die gelockerten Varianten haben einen höheren Anteil weiter Grobporen als die entsprechenden Nullvarianten. Vom gelockerten Bereich der Tiefe 55 - 65 cm zum ungelockerten Untergrund nehmen die Grobporenvolumina sprunghaft ab.

Bei den Poren 50 - 10 µm zeichnet sich ein Lockerungseffekt nur schwach ab.

Die Mittelporen (10 - 0,2 µm) werden bei den Lößlehm- und Grauwackenböden durch die Tieflockerung kaum beeinflusst (Tab.3), wie auch mikromorphologische Untersuchungen ergeben haben (STEPHAN 1982, MARTINOVIC, MÜCKENHAUSEN u. SCHRÖDER 1982).

Wasser- und Luftdurchlässigkeit sind deutlich verbessert worden.

Tab.3: Poren 10 - 0,2 µm (%), Wasserdurchlässigkeit (kf cm/d) und Luftdurchlässigkeit (ka µm²)

Lockerung	Poren 10 - 0,2 µm (%)				Wasserdurchlässigkeit/kf cm/d				Luftdurchlässigkeit/ka µm ²			
	Tiefe (cm)											
	10 - 20	30 - 40	55 - 65	75 - 85	10 - 20	30 - 40	55 - 65	75 - 85	10 - 20	30 - 40	55 - 65	75 - 85
	Lantershofen pseudovergleyte Parabraunerde aus Lößlehm											
ungel.	17,5	16,2	18,9	19,9	464,5	0,1	0,8	1,1	4,2	0,0	0,1	0,1
gel.		18,2	16,6	19,0		1,6	23,0	1,8		0,3	0,6	0,5
	Niederdürenbach Pseudogley aus Graulehm											
ungel.	17,3	8,2	6,9	8,0	516,9	3,3	0,4	0,6	6,7	0,4	0,2	0,0
gel.		9,7	11,4	5,4		1,3	1,3	0,7		1,1	2,8	0,0
	Galenberg Pseudogley- Braunerde aus Grauwackenfließerde											
ungel.	17,0	14,9	13,2	11,0	795,4	1,9	4,4	1,4	4,6	0,3	0,5	0,2
gel.		8,9	6,1	6,4		816,2	565,4	292,4		4,2	6,2	0,5

Die Lagerungsdichte und der Eindrinwiderstand wurden merklich vermindert (Tab.4).

Die substratabhängigen Unterschiede dokumentieren sich am besten in der Tiefe 75 - 85 cm. Der Löß besitzt hier das höchste Gesamtporenvolumen, die Grauwackenfließerden das höchste Grobporenvolumen.

Durch die Lockerung haben sich Gesamt- und Grobporenvolumina bei den Graulehm- und Grauwackenböden stärker erhöht als bei den Lößböden. Die Lößböden zeigen eine merkliche Wiederverdichtung in 30 - 40 cm Tiefe.

Tab.4: Lagerungsdichte (g/cm^3) und Eindringwiderstand (N/cm^2)

Lockerung	Lagerungsdichte (g/cm^3)				Eindringwiderstand (N/cm^2)			
	Tiefe (cm)							
	10 - 20	30 - 40	55 - 65	75 - 85	10 - 20	30 - 40	55 - 65	75 - 85
	Lantershofen pseudovergleyte Parabraunerde aus Lößlehm							
ungel.	1,60	1,62	1,60	1,61	30	29	33	32
gel.		1,63	1,55	1,63		34	19	37
	Niederdürenbach Pseudogley aus Graulehm							
ungel.	1,36	1,66	1,75	1,84	26	>50	>>50	>>50
gel.		1,62	1,63	1,80		35	35	>>50
	Galenberg Pseudogley- Braunerde aus Grauwackefließerde							
ungel.	1,44	1,57	1,72	1,73	33	46	>50	>50
gel.		1,68	1,66	1,82		45	45	>50

Resumée

Aus den Ergebnissen der Befragung, der feldbodenkundlichen und der bodenphysikalischen Untersuchungen lassen sich folgende Schlußfolgerungen ziehen:

Die Landwirte sind generell mit den Meliorationsmaßnahmen zufrieden, bringen aber teilweise Kritik über fehlerhafte Durchführung und unzureichende Bedarfsdrainagen an. Nach den Aussagen der Landwirte haben sich Ertragsfähigkeit und Bearbeitbarkeit verbessert. Die Meliorationsmaßnahmen insgesamt werden positiv beurteilt.

Der Lockerungseffekt war bei den feldbodenkundlichen Untersuchungen deutlich feststellbar.

Die bodenphysikalischen Untersuchungen lassen eine Erhöhung des Gesamtporenvolumens, des Grobporenvolumens und der Permeabilität erkennen. Die Tieflockerung führte zu einer Verringerung von Lagerungsdichte und Eindringwiderstand. Der Anteil an Mittelporen hat sich kaum oder nicht verändert bei den Böden aus Lößlehm und Grauwackenfließerden. Die Böden aus Graulehm dagegen zeigen einen höheren Mittelporenanteil in den gelockerten Bereichen. Dennoch ist die nutzbare Feldkapazität in den gelockerten Bereichen auch der Lößlehm- und Grauwackenböden größer, da die Auflockerung zu einer Ausweitung des Wurzelraumes geführt hat. Dadurch verbessern sich

die Wasser- und Luftversorgung der Pflanzen. Verbesserte Wasser- und Luft- und damit einhergehende Nährstoffversorgung führen zu höheren Wurzelmassen und Erträgen. Das belegen die Aussagen der Landwirte und andere Untersuchungen (MARTINOVIC 1982, SCHRÖDER u. SCHULTE- KARRING 1984, SCHULTE- KARRING 1985).

Ein gewisses Problem stellt die Wiederverdichtung dar. Die Böden aus Lößlehm neigen stärker zur Neuverdichtung als die Böden aus Graulehm oder Grauwacken- und Tonschieferfließerden. Durch konsequent bodenschonende Bewirtschaftung ließe sie sich teilweise vermeiden oder wenigstens verlangsamen (MÜLLER 1985, SCHRÖDER 1986).

Die vorgestellten Ergebnisse werden durch die ebenfalls untersuchten, hier aber nicht aufgeführten Profile bestätigt.

Literaturverzeichnis

- BÖRCHERT, H. u. GRAF, R. (1985): Über die Entwicklungstendenz des Bodengefüges in tiefgelockerten Böden aus verschiedenen geologischen Substraten.- DVWK- Schriften, 70, 75 - 138
- MARTINOVIC, L. (1982): Einfluß von mechanischer und pneumatischer Tieflockerung des Bodens auf Gefüge, Wasserdynamik, Wurzelentwicklung und Ertrag bei drei Bodentypen.- Diss. Bonn
- MARTINOVIC, L., MÜCKENHAUSEN, E. u. SCHRÖDER, D. (1982): Einflüsse mechanischer und pneumatischer Tieflockerung auf drei Bodentypen.- Z.f.Kulturtechnik und Flurbereinigung, 24, 324 - 331
- MÜLLER, W. (1985): Standortkundliche Voraussetzungen für die Gefügemelioration durch Tieflockerung im humiden Klima.- DVWK- Schriften, 70, 1 - 36
- SCHRÖDER, D. (1986): Zweck und Ökonomie von Tieflockerungsmaßnahmen.- Kali- Briefe, 18, H.2, 127 - 142
- SCHRÖDER, D. u. SCHULTE- KARRING, H. (1984): Nachweis 20- jähriger Wirksamkeit von Tieflockerungsmaßnahmen in lößbeeinflussten Graulehm- Pseudogleyen.- Z.f.Pflanzenernähr.Bodenk., 147, 540 - 552
- SCHULTE- KARRING, H. (1985): Einsatz und Auswirkung des Ahrweiler Meliorationsverfahrens in verdichteten Böden unter besonderer Berücksichtigung des Gemüse-, Obst- und Weinbaus.- DVWK- Schriften, 70, 139 - 270
- STEPHAN, S. (1982): Mikroskopische Zeichen störungsbedingter Kolloidverlagerung.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 34, 157 - 160

Bodenkartierung städtischer Freiflächen

von

Schraps, W.-G.

Die Konzentration von Siedlung und Industrie in bestimmten Ballungsräumen hat dort zu einer immer stärkeren Beanspruchung der Böden geführt, die teilweise schon ihre Funktionsfähigkeit beeinträchtigt. Ein extremes Beispiel hierfür ist das Ruhrgebiet. Die Böden dieses Raumes in einer Größe von 4 432 km² sind zu etwa 20 % überbaut, 8 % durch Straßen, Wege und Plätze versiegelt und 12 % durch Halden, Deponien und Aufschüttungen verändert. Wirtschaftliche Strukturänderungen führen dazu, daß zur Zeit 5 500 ha des Ruhrgebietes als Industriebrache infolge der Nordwanderung des Bergbaues (Zechenstillegung), der Schließung von Kraftwerken und Industriebetrieben überhaupt nicht genutzt werden.

Unter diesen Bedingungen muß die Nutzung aller verbliebenen und wieder zur Verfügung stehenden Flächen geplant werden. Es ist dringend erforderlich, das Ausmaß der Belastung und die Veränderung der Böden auf diesen Flächen zu untersuchen. Voraussetzung ist zunächst die genaue Kenntnis der Böden dieses Raumes. Ziel unserer Untersuchung war es, bodenkundliche Unterlagen für die künftige Nutzung zu liefern und Grundlagen für die Beseitigung der Schäden an Boden und Landschaft zu schaffen. Das Neben- und Miteinander von Industrie, Siedlung und Verkehr, der Rohstoffgewinnung, der Deponie von Abfällen und Rückständen, der Freizeitgestaltung und Erholung, der Landwirtschaft sowie des Naturschutzes und der

*) Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen,
De-Greif-Strasse 195, 4150 Krefeld

Landschaftspflege muß auch in solchen Ballungsräumen möglich sein, bei einer gleichzeitigen Steigerung der Lebensqualität in dieser Region.

Als Beispiel solcher Untersuchungen hat das Geologische Landesamt NW in Zusammenarbeit mit dem Kommunalverband Ruhrgebiet eine Bodenkartierung im Stadtgebiet Bochum durchgeführt. Die Stadt Bochum hat eine Größe von ca. 14 535 ha. Auch hier sind die Böden in starkem Maße anthropogen beeinflusst durch Bebauung, Schuttablagerungen des letzten Weltkrieges, Deponien, Industrieanlagen und Bergehalden. Um einen Überblick über den zeitlichen und finanziellen Aufwand für die Kartierung des Stadtgebietes zu erhalten, wurde zunächst ein Teststreifen von etwa 600 ha kartiert, eine Bodenkarte im Maßstab 1 : 5 000 (Abb. 1) hergestellt und mit entsprechender Legende und Erläuterung der Bodenverhältnisse versehen. Die Art dieser Darstellung entspricht der Bodenkarte zur landwirtschaftlichen Standorterkundung (Abb. 2) wie sie sich bisher bei der Kartierung von ca. 876 000 ha = 53 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche Nordrhein-Westfalens bewährt hat. Allerdings wurden die Angaben der Nutzungseignung an die städtischen Gegebenheiten angepaßt.*).

Bei dieser Kartierung bestätigte sich, daß der Zeitaufwand für eine Kartierung des Stadtgebietes im Maßstab 1 : 5 000 zu groß und damit die Kosten kaum vertretbar waren. Es wurde daher ein anderer Weg beschritten. Für das Stadtgebiet Bochum lag bereits die Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1 : 50 000 (von den 72 Blättern des Landes wurden bisher 50 kartiert, 44 liegen gedruckt vor) sowie eine Bodenkarte für den Landschaftsplan Bochum im Maßstab 1 : 25 000. Aus diesen beiden Bodenkarten ist für das gesamte Stadtgebiet eine Bodenkarte im Maßstab 1 : 25 000 entwickelt worden. Die ausgegrenzten natürlichen Bodeneinheiten wurden beschrieben (Bodentyp -

*) Meinen Mitarbeitern K.-H. Freidhof, U. Mai und P. Pingel sei für ihren Einsatz im Rahmen des Projektes besonders gedankt.

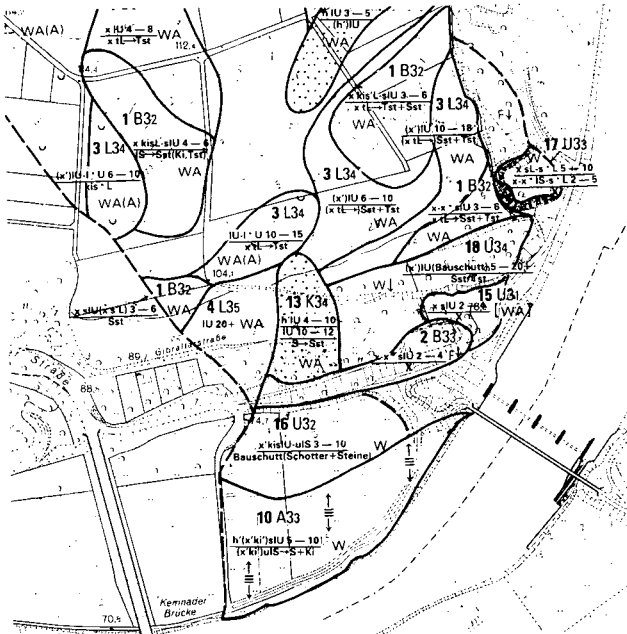


Abb. 1: Bodenkarte im Maßstab 1 : 5 000 für städtische Freiflächen

Bodentyp: Künstlich veränderter Boden

Bodenart: steiniger lehmiger Schluff bis stark lehmiger Schluff, stellenweise kalkhaltig, 6 — 10 dm Bauschutt, stellenweise steiniger toniger Lehm, übergehend in Tonstein

Geologie: —

Verbreitung und Lage im Relief: kleine bis mittelgroße Flächen im gesamten Kartiergebiet

Derzeitige Nutzung: Grünland, Gartenland, Brache, häufig bebaut

Wasserhaushalt:

Grundwasser: während der Vegetationsperiode (dm unter GOF)	kapillarer Aufstieg bis 4 dm unter GOF	Stauhöhe	Wasserdurchlässigkeit (kf)	nutzbare Feldkapazität (nFK) bei 7 dm Durchwurzelungstiefe
—	—	mittel	gering	mittel bis hoch

Standortbeschreibung:

Abb. 2: Beschreibung der Kartiereinheiten (Schema)



Abb. 3: Ausschnitt aus der Bodenkarte 1 : 25 000 für städtische Freiflächen

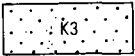
Bodenart - Geologie - Verbreitung und Lage im Gelände - Wasserverhältnisse - Sorptionsfähigkeit - Möglichkeit der Nutzung) und das gesamte Gebiet bodenkundlich und geologisch erläutert.

Die bei den Kartierungen und bei zusätzlichen Geländebegehungen aufgenommenen anthropogen veränderten Flächen wurden auf der Bodenkarte gesondert ausgegrenzt und laufend numeriert (Abb. 3, Abb. 4). Nach zusätzlichen Untersuchungen wie Zusammensetzung des aufgeschütteten Materials, Mächtigkeit, Zustand (Verwitterungsgrad), Rekultivierungsmaßnahmen sind dann die einzelnen Komplexe (z.B. Industriegelände mit Klärteich und Halde) beschrieben (Abb. 5) und Vorschläge zur Rekultivierung bzw. Renaturierung und späteren Nutzung gemacht worden.

Auf der Grundlage dieser Karte können nun entsprechend der Nutzungs- oder Bedarfsplanung für bestimmte ausgewählte Flächen gezielt weitere Untersuchungen durchgeführt werden - sei es eine großmaßstäbliche Kartierung, tiefere Bohrungen, seien es chemische und physikalische Untersuchungen. In diesem Rahmen ist dann auch für die Kommune der finanzielle und zeitliche Aufwand vertretbar.

Für die Städte des Ruhrgebietes sind derartige Untersuchungen dringend notwendig und Voraussetzung für sinnvolle Planungsmaßnahmen und damit auch eine Chance für Mensch und Natur in dieser Region.

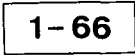
Kolluviale Böden



lehmiger bis stark lehmiger Schluff,
tiefreichend schwach humos, $6 - > 20$
Ton-, Schluff- oder Sandstein,
Tonmergel- und Mergelstein, Mergel,
Sandmergel, Mergelsand

Kolluvium, z.T. pseudovergleyt
oder vergleyt,
aus umgelagertem Lößlehm (Holozän)
über Gesteinen des Karbons
oder der Kreide

Anthropogene Böden

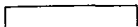


Anthropogene Böden
(siehe Erläuterungsbericht)

II. Wasserverhältnisse

A. Grundwasser

Mittlerer Schwankungsbereich unter Flur



B. Grundwasser in Hanglage

zeitweilige oberflächennahe Vernässung

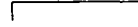


Abb.: 4 Ausschnitt aus der Legende zur Bodenkarte
1:25000 für städtische Flächen

Fläche Nr. 36: Aufschüttung

Lage: TK 25 4408 Gelsenkirchen, r 2580, h 5708
(Steinbruch; Mittelhang)

Natürliche Bodenverhältnisse: Parabraunerde und Pseudogley-Parabraunerde aus Löß
(Pleistozän) über Kalkmergel der Oberkreide

Art der Veränderung: Aufschüttung von Bergematerial (> 2 m)

Nutzung und Zustand: Bergematerial kaum verwittert; stellenweise stärkere Erosion;
steile Böschungen mit älterem Baumbestand (Robinien), Südhang
ohne Vegetation, auf Plateau natürlicher Birkenaufwuchs

Rekultivierung und Nutzungsmöglichkeit: Abflachung der Böschungen am Südhang;
Übererdung und Anpflanzung von Sträuchern
und Bäumen (Artenvielfalt beachten); Nutzung
als Grünlage; für Kleingärten, landwirtschaft-
liche und forstliche Nutzung nicht geeignet

Abb.: 5 Beschreibung einer anthropogen veränderten
Fläche

Bodenkarten zur Beurteilung von Flächen des niedersächsischen Grünbracheprogramms im Gebiet der Samtgemeinde Bodenteich

von

Schwerdtfeger, G.*)

In diesem Referat wird die Anwendung des Bodeninformationssystems, wie es im vorangegangenen Referat von BENNE (1987) vorgestellt worden ist, zur Diskussion gestellt. Aus dem Thema ergibt sich eine Dreiteilung des Referats. Zunächst ist das Gebiet der Samtgemeinde Bodenteich vorzustellen; dann das niedersächsische Grünbracheprogramm und abschließend die Anwendung des Bodeninformationssystems für diese Flächen. Die Samtgemeinde Bodenteich hat eine Gesamtfläche von etwa 14 km². Die tatsächliche Nutzung dieser Fläche ist in der Tab. 1 nach Angaben des KATASTERAMTES UELZEN (1985) zusammengestellt. Die Verteilung entspricht den in Nordostniedersachsen geltenden Verhältnissen.

Eine Bodenkarte 1 : 25.000 liegt im Entwurf vor.

Die Samtgemeinde Bodenteich ist auf dem ausgehängten Kartenblatt im Maßstab 1 : 25.000 dargestellt. Besonderheiten in dieser Gemeinde der Osthannoverschen Geest sind zwei große Moorkomplexe und die Durchschneidung von Süd nach Nord durch den Elbe-Seiten-Kanal. Dieser wird nicht nur für die Schifffahrt, sondern auch von der Landwirtschaft für die Feldberegnung genutzt. Für die Feldberegnung sind die einzelnen Betriebe in Beregnungsverbänden zusammengeschlossen.

*) Fachhochschule Nordostniedersachsen, Fachbereich Bauingenieurwesen (Wasserwirtschaft und Kulturtechnik), Herbert-Meyer-Str. 7, 3113 Suderburg

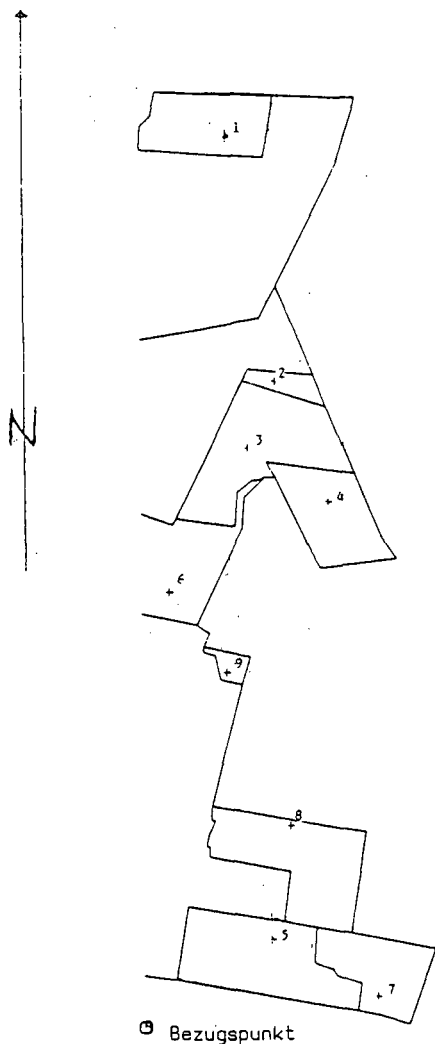
Tabelle 1: Flächen der tatsächlichen Nutzung in der Samtge-
meinde Bodenteich, KATASTERAMT UELZEN 1985

	ha	%
Ackerland	5.747	42,1
Grünland	1.861	13,7
Wald	4.867	35,7
Moor und Heide	233	1,8
Gewässer	165	1,2
Gebäude- und Betriebsflächen	363	2,3
Sonstige Flächen (Verkehr, Erholung, Übungsgelände u.a.)	427	3,2
Nutzungsfläche	13.663	100

Das Grünbracheprogramm des Landes Niedersachsen ist in dieser Samtgemeinde von 27 Landwirten angenommen worden. Diese haben 67 Einzelflächen mit einer durchschnittlichen Größe von 2,5 ha und einer Gesamtfläche von 170 ha angemeldet; dies sind 1,2 % der Gesamtfläche und 3 % der Ackerfläche. Bei der Anmeldung ist neben diesen Größenangaben auch die Ackerzahl im Anmeldeformular gefragt, deren durchschnittlicher Wert beträgt 27.

Das Grünbracheprogramm verlangt, daß von diesen Flächen im laufenden Wirtschaftsjahr keinerlei Ernte - auch nicht der Grünmasse - erfolgt. Diese muß also in den Boden eingearbeitet werden. Hierbei kann es durch Bildung einer Matraze im Boden zu Schwierigkeiten bei der Versickerung kommen. Auch der Stoffaustrag aus dieser Grünmasse im Boden ist wasserwirtschaftlich für das Grundwasser bedenklich.

Die geforderte ganzjährige Begrünung ist vom Landwirt mit geringem Aufwand zu erreichen, wenn er eine preisgünstige Ansaat, z.B. ein Weißklee-Weidelgras-Gemisch wählt. Noch billiger ist eine Selbstbegrünung durch Ausfallgetreide, bei der aber mit starker Verunkrautung zu rechnen ist. Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln zur Unkrautbekämpfung ist während der ganzen Brachezeit untersagt. Die zugelassene Kalkung kann nicht gegen die Unkräuter wirksam sein.



Testplot der DATEI: XX31014.XYZ DATUM: 4-DEC-1986 14.59.58

Bemerkungen : XX313014, Zum Klagesmarkt

Bezugspunkt: 4412000

oder

5858000

Maßstab: 5000.00

Abb. 1: Testplot der Datei des NLFB (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung

Tabelle 2: DASP Listprogramm F Bodenkunde-Datei: 3.130/14

```
=====
*1 S-B34 S1 4 D 31 33 ,IV          *2 B33 S 5 D 20 22 ,IV
=====
0,3 Ah          Su2 h3              0,2          Ah          mSfs h2
-----
0,5 Bv          Su2 x                0,4          Bv          mSfs x
-----
1.   Sw          S13 x                  1.           Cv          mSfs x
=====
```

```
=====
*3 B33 S 4 D 22 24 ,IV-V          *4 B43 S 5 D 19 21 ,IV
=====
0,25 Ah         mSfs h3              0,25         Ah          mSfs h1
-----
0,45 Bv         mSfs bn                1.           Bv          mSfs xbn
-----
1.   Cv         mSfs x
=====
```

```
=====
*5 P-N45 S 5 D 16 17 ,II          *6 P-33 S 5 D 18 19 ,II
=====
0,2 Ahe         mSfs h3,rh tro 3      0,2          Ahe         mSfs h3,rh
-----
1.   Cv         gS g4 x                0,4          Bv          mSfs xbn
-----
                               1.           Cv          mS x
=====
```

```
=====
*7 N4 S 5 D 18 19 ,II            *8 S41 S 4 D 22 24 ,III
=====
0,2 Ah          mSfs h2              0,25         Ah          mSfs h3
-----
1.   Cv         mS ge                  1.           SW          Lts nst (Lts)ge
=====
```

```
=====
*9 B33 S1 5 D 25 27 ,II
=====
0,25 Ah         Su2 h3
-----
0,45 Bv         Lts nst(lts) ge
-----
1.   Cv         mS x
=====
```

Um die Flächen bodenkundlich beurteilen zu können, ist eine Ergänzung der Schätzungsdaten durch eine Bodenkarte erforderlich. Hierzu liegt zunächst der 1. Entwurf der Karte Bodenteich 1 : 25.000 vor. Diese Karte ist als Vorweg im Rahmen des vorzunehmenden Kartierungsauftrags des NLFb (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung) erarbeitet worden. Hierzu hat das Katasteramt Uelzen die ebenfalls ausgehängten Flurkarten Häcklingen und weitere Blätter in gleicher Bearbeitung geliefert. Diese sind in Hannover digitalisiert worden (Abb. 1).

Neben den Schätzungsgrenzen sind dabei die "bestimmenden Grablöcher" erfaßt worden. Aus den bei der Finanzverwaltung aufbewahrten Schätzungsbüchern ist für jedes dieser Grablöcher die in Tabelle 2 angegebene Horizontfolge zusammengestellt. Die zum Teil bis zu 50 Jahren alten Angaben werden im Gelände überprüft und dann nach dem von BENNE/HEINEKE vorgestellten Verfahren umgesetzt. Für den in Abb. 1 erfaßten Raum sind diese Werte in Tabelle 2 aufgeführt.

Mit diesen vorhandenen Unterlagen können auch Einzelkarten im Maßstab 1 : 5.000 erstellt werden, auf denen eine parzellenscharfe Abgrenzung der Grünbracheflächen möglich ist. Auch innerhalb einer Einzelfläche können Bodenschätzungen aus diesen Karten entnommen werden. Darüber hinaus sind Angaben zu den auf der Folie aufgeführten Parametern möglich.

Nach diesem 1. Jahr Grünbrache ist eine weitere Beobachtung der Flächen im Hinblick auf das Wachstum der Nachfrüchte und Besonderheiten im Wasserhaushalt erforderlich.

Auf diesen Flächen wird festgestellt:

- Fruchtfolge in den Vorjahren mit Erträgen,
- Ansaatverfahren und -mischung zur Begrünung der Brachfläche,
- anfallende Grünmasse und deren Verbleib,
- beabsichtigte Bodenbearbeitung für die Bestellung welcher Nachfrucht.

Die Bodenkarten sollen für nachstehende Auswertungen herangezogen werden:

- Durchwurzelbarkeit und effektive Durchwurzelungstiefe,

- nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes,
- Vernässung durch hoch anstehendes Grundwasser und durch Stauwasser
- Wasserdurchlässigkeit im wassergesättigten Boden,
- Erosionsgefährdung durch Wind und
- Meliorationsbedürftigkeit (KUNTZE u.a. 1987).

Nach Vorliegen der Grundkarten können weitere Auswertungskarten erstellt werden. Mit diesen lassen sich für die Erfassung von Bodenbelastungen z.B. durch Schwermetall- oder Nitratimmissionen die Filtereigenschaften der Böden für diese Stoffe erfassen.

Literatur:

BENNE, I. und H.J. HEINEKE: Die Übersetzung der Bodenschätzung und ihre digitale Bereitstellung in einem Bodeninformationssystem für den Umwelt- und Bodenschutz. Mittlg.d.Deutsch.BodenkdL.Ges., 53, im Druck, 1987.

KATASTERAMT UELZEN: Auszug aus dem Liegenschaftskataster-Liegenschaftsbuch, Jahresabschluß 1985, Aktualität 15.10. 1985

KUNTZE, H., G. ROESCHMANN und G. SCHWERDTFEGER: Bodenkunde, 4. Auflage (im Druck), UTB 1106, Verlag E. Ulmer, Stuttgart, 1987

QUALITÄT UND ENTWICKLUNG AUFGESPÜLTER BÖDEN AUS HAFENSCHLICK

von

Schröder, D., M. Oeß und R. Köpping*

1. Einleitung

Die Eignung von Schlick zur Bodenverbesserung ist seit langem bekannt. Neben der natürlichen Aufschlickung in Poldern wird heute auch mit Spültechnik-verfahren eine Aufschlickung von "Binnenpoldern" vorgenommen. Dies geschieht in einigen kleinflächigeren Projekten entlang der Nordseeküste im Raum Hamburg und im Riepster Hammrich, einem zwischen Emden und Riepe gelegenen ehemaligen Niedermoorgebiet. Das hier vorherrschende Grünland schlechter Qualität und hohen Grundwasserständen soll zu gutem Ackerland umgewandelt werden. Seit dem Spülbeginn im Jahre 1954 wurden etwa 2500 ha überschlickt. Erste Ergebnisse über die Eigenschaften dieser entstandenen Böden liegen von HERLYN(1963) und REUTZEL(1966) vor.

Im Rahmen dieser Arbeit soll untersucht werden, welche Qualität diese "Neulandböden" haben, und welche initialen Entwicklungen in ihnen ablaufen. Insbesondere soll die Reifung mit ihren wichtigsten Prozessen - Setzung, Humusabbau, Gefügeausbildung, Auswaschung der Salze - untersucht werden.

2. Standorte und Methoden

Der im Mündungsgebiet der Ems aus der Fahrrinne und dem Hafenbecken ausgebagerte Schlick wird über ein Rohrleitungssystem in circa 18 ha große Spülfelder gepumpt. Um die angestrebte Überschlickungshöhe von etwa 1m zu erreichen, müssen ca. 2m aufgetragen werden. Über Vorfluter wird das zunächst salzhaltige Wasser abgeführt. Der Spülvorgang dauert mit Unterbrechungen, die der Setzung dienen, 2 1/2 Jahre. Nach weiteren 2 1/2 Jahren, in denen die Böden abtrocknen und aussüßen, erfolgt nach 5 Jahren die erste Nutzung durch den Anbau von Sommergerste.

Die Untersuchungen wurden mit folgenden Methoden durchgeführt:

- Bodenphysikalische Methoden
- Korngrößenverteilung n.KÖHN
 - Porengrößenverteilung n.RICHARDS
 - Luftgehalt n.LOEBELL
 - Porenvolumen: Luftvolumen + Wasservolumen

* Universität Trier, FB III Geographie/Geowissenschaften, Abt. Bodenkunde
Postfach 3825, 5500 TRIER

- Luftdurchlässigkeit n. KMOCH
 - Wasserdurchlässigkeit n. KMOCH
 - Aggregatstabilität n. CZERATZKI
 - Eindringwiderstand bei 300 mbar im Stechring m. Pocketpenetrometer
- Bodenchemische Methoden
- Carbonatgehalt n. SCHEIBLER
 - org. Substanz n. LICHTERFELDER
 - Gesamt-Stickstoff n. KJELDAHL
 - Kationenaustauschkapazität n. MEHLICH
 - elektrische Leitfähigkeit im Sättigungsextrakt
 - pH-Wert in 0,01m CaCl₂ mit Glaselektrode
- Bodenbiologische Methoden
- mikrobielle Biomasse n. ANDERSON u. DOMSCH
 - Zelluloseabbau n. KOZOVA
 - Dehydrogenaseaktivität n. THALMANN

Die Darstellung der bodenphysikalischen, bodenchemischen und bodenbiologischen Parameter erfolgt nach Mittelwertbildung. Auf eine Auflistung von Varianzen und Standardabweichungen wurde aus Platzgründen verzichtet. Eine varianzanalytische Absicherung der Signifikanz von Mittelwertunterschieden soll noch erfolgen.

3. Ergebnisse

3.1 Feldbodenkundliche Eigenschaften

Die Bodenart bewegt sich zwischen schluffig tonigem Lehm und schwach schluffigem Ton mit Tongehalten zwischen 30 und 50 %. Der Reifungsgrad der 6, 17 und 28 Jahre alten Böden und damit die Entwicklungstiefe nimmt mit dem Alter deutlich zu. Die Verbraunung reicht in der jüngsten Gruppe bis etwa 50 cm, in der mittleren bis ca. 80 cm und in der ältesten bis 100 cm. Sie beruht aber nicht auf Eisenfreisetzung, sondern auf Oxidation und Eisenumverteilung. Mit der Verbraunung geht die Gefügeentwicklung von einem kohärenten bis feinschichtigen über ein Rißgefüge zum Prismen-Polyedergefüge einher. Im Zuge der Gefügeentwicklung verdichten die Aggregate geringfügig. Zwischen ihnen entstehen kontinuierliche Grobporen. Dennoch bilden sich Gley-/Pseudogleymerkmale aus. Die Durchwurzelung ist im allgemeinen sehr intensiv und erstreckt sich auf den gereiften Bereich.

3.2 Bodenphysikalische Eigenschaften

Das Gesamtporenvolumen ist mit 58-77 % sehr hoch. (Tab. 1) Es nimmt mit dem Alter ab. Dadurch steigt die zunächst geringe Lagerungsdichte an, ebenso der Eindringwiderstand.

Die Abnahme des Gesamtporenvolumens erfolgt auf Kosten der Mittelporen. Ihr Anteil ist in den jungen Böden mit über 30 % sehr hoch.

Der Grobporenanteil bewegt sich bei den jungen Böden zwischen etwa 5 und 8 % und nimmt mit dem Alter geringfügig zu. Die Wasserdurchlässigkeit ist nach bodenkundlicher Kartieranleitung in den jüngeren Böden mittel, in den alten Böden hoch. Die Aggregatstabilität wurde nur in der Krume bestimmt. Der Δ GMD beträgt 0,8 bis 1,0 und ist damit in allen Altersstufen als hoch zu bewerten.

Die Veränderung der bodenphysikalischen Eigenschaften mit dem Alter wurde auch durch Korrelationen abgesichert. Es bestätigte sich, daß Gesamtporenvolumen und pflanzenverfügbare Wassergehalt mit dem Alter abnehmen, Grobporenvolumen, Wasserdurchlässigkeit, Lagerungsdichte und Eindringwiderstand aber zunehmen. Die Veränderungen mit der Zeit sind in den oberen Horizonten deutlicher und stärker als in den tieferen.

3.3 Bodenchemische Eigenschaften

Der Carbonatgehalt der Böden liegt zwischen 6 und 9 %.(Tab. 2) In den mittleren und alten Profilen ist eine geringfügige Entkalkung im Oberboden zu erkennen. Die pH-Werte liegen im schwach alkalischen Bereich.

Die elektrische Leitfähigkeit spiegelt die Entsalzung mit zunehmendem Alter wider. Innerhalb der Profile steigt sie von oben nach unten an.

Durch die hohen Gehalte an Ton und organischer Substanz besitzen die untersuchten Böden eine hohe Austauschkapazität. Sie steigt mit dem Alter an.

Im Zuge der Reifung nehmen Natrium-, Kalium- und Magnesiumsättigung ab, die Calciumsättigung hingegen zu. Diese Tendenzen werden durch Korrelationen bestätigt.

Die Kohlenstoffgehalte sind mit 3-3,7% im gesamten Profil recht hoch. Eine altersabhängige Differenzierung ist nicht zu erkennen.

Das C/N- Verhältnis beträgt 10 - 12.

3.4 Bodenbiologische Eigenschaften

Die bodenbiologische Aktivität, dargestellt durch die mikrobielle Biomasse, den Zelluloseabbau und die Dehydrogenaseaktivität, ist für die Neulandböden recht hoch.(Tab. 1) Mit zunehmendem Alter sinken die Werte in der Tiefe ab. In der Krume hingegen nehmen sie tendenziell zu.

Der Grobporenanteil bewegt sich bei den jungen Böden zwischen etwa 5 und 8 % und nimmt mit dem Alter geringfügig zu. Die Wasserdurchlässigkeit ist nach bodenkundlicher Kartieranleitung in den jüngeren Böden mittel, in den alten Böden hoch. Die Aggregatstabilität wurde nur in der Krume bestimmt. Der Δ GMD beträgt 0,8 bis 1,0 und ist damit in allen Altersstufen als hoch zu bewerten.

Die Veränderung der bodenphysikalischen Eigenschaften mit dem Alter würde auch durch Korrelationen abgesichert. Es bestätigte sich, daß Gesamtporenvolumen und pflanzenverfügbare Wassergehalt mit dem Alter abnehmen, Grobporenvolumen, Wasserdurchlässigkeit, Lagerungsdichte und Eindringwiderstand aber zunehmen. Die Veränderungen mit der Zeit sind in den oberen Horizonten deutlicher und stärker als in den tieferen.

3.3 Bodenchemische Eigenschaften

Der Carbonatgehalt der Böden liegt zwischen 6 und 9 %.(Tab. 2) In den mittleren und alten Profilen ist eine geringfügige Entkalkung im Oberboden zu erkennen. Die pH-Werte liegen im schwach alkalischen Bereich.

Die elektrische Leitfähigkeit spiegelt die Entsalzung mit zunehmendem Alter wider. Innerhalb der Profile steigt sie von oben nach unten an.

Durch die hohen Gehalte an Ton und organischer Substanz besitzen die untersuchten Böden eine hohe Austauschkapazität. Sie steigt mit dem Alter an.

Im Zuge der Reifung nehmen Natrium-, Kalium- und Magnesiumsättigung ab, die Calciumsättigung hingegen zu. Diese Tendenzen werden durch Korrelationen bestätigt.

Die Kohlenstoffgehalte sind mit 3-4 % im gesamten Profil recht hoch. Eine altersabhängige Differenzierung ist nicht zu erkennen.

Das C/N- Verhältnis beträgt 10 - 12.

3.4 Bodenbiologische Eigenschaften

Die bodenbiologische Aktivität, dargestellt durch die mikrobielle Biomasse, den Zelluloseabbau und die Dehydrogenaseaktivität, ist für die Neulandböden recht hoch.(Tab. 1) Mit zunehmendem Alter sinken die Werte in der Tiefe ab. In der Krume hingegen nehmen sie tendenziell zu.

4. Diskussion und Zusammenfassung

Die bodenphysikalischen, bodenchemischen und bodenbiologischen Eigenschaften der Neulandböden im Riepster Hambruch sind insgesamt gut. Daraus leitet sich eine hohe Qualität dieser Böden ab. Von der Bodenschätzung wurden sie mit 70-90 Punkten (Bodenzahl) bewertet. Ob diese hohe Punktzahl gerechtfertigt ist, kann noch nicht abschließend beurteilt werden. Im Vergleich mit den aufgespülten Böden aus Löß (HAUBOLD, HENKES u. SCHRÖDER 1987) sind die aufgespülten Böden aus Schlick aber deutlich besser.

Die Bodenentwicklung in den aufgespülten Böden erfolgt nach dem bekannten Schema der Reifung in Marschböden (KUNTZE 1965, MÜLLER 1970, BRÜMMER 1968, RIJNIERSCE 1983, SCHÄFER 1985, BRÜMMER u. SCHRÖDER 1968). Sie äußert sich vor allem in Gefügebildung, Verdichtung, Verbraunung, Entsalzung, Carbonatverlusten, Umbelegungen am Sorptionskomplex, Hydromorphierung und Zunahme der biologischen Aktivität in den Oberböden.

5. Literatur

- BRÜMMER, G. (1968): Untersuchungen zur Genese der Marschen. - Diss. Kiel.
- BRÜMMER, G. u. SCHRÖDER, D. (1968): Prozesse der Marschgenese. - Mitt. der DBG, 8, 247-250.
- HAUBOLD, M., HENKES, L. u. SCHRÖDER, D. (1987): Qualität und Entwicklung rekultivierter Böden aus Löß. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., (im Druck)
- HERLYN, B. (1963): Anlage eines Dränversuchsfeldes im überschlickten Niedermoorgebiet Emden-Riepe und Bekanntgabe vorläufiger Ergebnisse. - Diss. Gießen.
- KUNTZE, H. (1965): Die Marschen - schwere Böden in der landwirtschaftlichen Evolution. - Hamburg, Berlin.
- MÜLLER, W. (1970): Zur Genese und Klassifizierung der Marschböden. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 10, 294-301.
- REUTZEL, W. (1966): Bodenchemische und bodenphysikalische Untersuchungen auf überschlickten Flächen einer alten Moormarsch. - Diss. Gießen.
- RIJNIERSCE, K. (1983): A simulation model for physical soil ripening in the IJsselmeerpolders. - Flevovericht nr. 203, Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders.
- SCHÄFER, W. (1985): Bodenphysikalische Untersuchungen zur Reifung von Spülgut. - Göttinger Bodenkundliche Berichte 82, 1-176.

Herrn Bratfisch von der Landwirtschaftskammer Weser-Ems und den betroffenen Landwirten sei für die freundliche Unterstützung gedankt.

Tab. 1

Physikalische und biologische Eigenschaften aufgespülter Böden aus Hafenschlick unterschiedlichen Alters
(Mittelwerte aus 4 Profilen)

Horizont	Tiefe (cm)	GPV (%)	P>50 μ (%)	P50-10 μ (%)	P10-0,2 μ (%)	ka (μm^2)	kf (cm/d)	Rt (g/cm ³)	Ew (N/cm ²)	Δ GMD (mm)	Mikrob. Zellul.-		
											Biom. (mgC/100 g Boden)	abbau (%)	DHA (γ -TPF/5g Boden)
<u>1. jung (6 Jahre)</u>													
Ap	0-30	72,6	7,8	2,7	30,7	5,5	48,2	0,59	12	0,8	94	21,1	290
jY ₁	30-50	77,0	8,8	3,7	34,1	4,1	19,2	0,67	9	-	109	10,4	131
jY ₂	50-70	75,9	4,7	4,1	41,1	10,0	30,1	0,69	7	-	120	5,4	211
jY ₃	70-90	76,6	8,7	4,7	35,8	12,1	94,9	0,64	6	-	-	-	-
<u>2. mittel (17 Jahre)</u>													
Ap	0-30	63,8	10,4	2,6	16,6	3,0	96,5	0,99	17	1,0	97	23,0	471
jY ₁	30-50	68,5	7,8	2,2	27,7	1,9	135,5	0,85	21	-	92	12,8	199
jY ₂	50-70	69,8	7,7	1,6	27,4	5,7	371,0	0,82	16	-	91	7,1	254
jY ₃	70-90	73,0	6,4	1,8	41,7	2,0	132,5	0,76	12	-	107	5,3	130
<u>3. alt (28 Jahre)</u>													
Ap	0-30	58,6	8,7	2,8	12,5	3,3	52,5	1,12	24	1,0	107	18,9	1056
jY ₁	30-50	68,7	10,7	1,9	21,9	2,1	212,6	0,88	22	-	90	17,4	246
jY ₂	50-70	72,3	11,6	2,2	23,5	3,9	295,2	0,79	19	-	94	9,5	107
jY ₃	70-90	66,2	8,5	1,9	35,6	2,4	109,4	0,79	16	-	87	4,0	75

Tab. 2

Chemische Eigenschaften aufgespülter Böden aus Hafenschlick unterschiedlichen Alters
(Mittelwerte aus 4 Profilen)

Horizont	Tiefe (cm)	CaCO ₃ (%)	KAK (mval/100 g Boden)					T-Wert	elektr. Leitfähigk. (mS/cm)	C (%)	N (%)
			Ca	Mg	K	Na					
<u>1. jung (6 Jahre)</u>											
Ap	0-30	8,3	25,2	10,2	1,5	3,8	30,7	2,3	3,20	0,32	
jY ₁	30-50	8,0	26,2	11,0	1,5	8,0	31,2	5,4	3,20	0,33	
jY ₂	50-70	8,0	20,8	13,3	1,9	17,3	28,9	9,5	3,31	0,33	
jY ₃	70-90	9,0	21,4	13,7	2,0	14,1	31,3	9,9	3,63	0,34	
<u>2. mittel (17 Jahre)</u>											
Ap	0-30	6,2	33,3	5,0	1,1	0,2	36,7	0,9	3,24	0,31	
jY ₁	30-50	6,8	32,3	5,9	1,1	0,3	33,6	0,9	3,42	0,31	
jY ₂	50-70	7,2	29,1	5,6	1,0	0,5	31,4	1,4	3,25	0,30	
jY ₃	70-90	7,0	29,2	5,5	1,1	0,9	30,7	1,9	3,21	0,30	
<u>3. alt (28 Jahre)</u>											
Ap	0-30	5,0	35,3	2,7	0,8	0,2	36,6	0,8	3,69	0,30	
jY ₁	30-50	6,9	36,2	4,3	0,7	0,4	36,1	1,0	3,02	0,29	
jY ₂	50-70	6,1	33,1	5,8	0,7	0,4	35,1	1,2	3,42	0,32	
jY ₃	70-90	6,2	30,3	6,0	0,7	0,9	31,6	1,5	3,26	0,33	

Eine Methode zur Dokumentation von Bodenabdrücken

von

Siem, H.-K.⁺)

Es ist ein gängiges Verfahren, Bodenbeschreibungen durch Zeichnungen, Skizzen und Fotos zu ergänzen oder Böden durch Monolithe (z.B. Lackprofile) zu präsentieren und zu dokumentieren. Diese Hilfsmittel sind jedoch nur bei größeren Bodenaufschlüssen (z.B. Profilgruben), nicht aber bei Bohrkernen, wie sie in der Bodenkartierung vorwiegend anfallen, sinnvoll einsetzbar.

Da aber die flächendeckende Bodenkartierung weitgehend auf einer Merkmalserhebung an Bohrkernen mit einem Durchmesser von ein bis zwei Zentimeter beruht, wurde auch für diesen Bereich eine Methode gesucht, die den Informationsgehalt und die Überprüfbarkeit von Bodenbeschreibungen an Bohrkernen erhöht. Gleichzeitig sollte das Ergebnis dieser Methode zusammen mit den Bodenbeschreibungen raumsparend und leicht zugänglich archivierbar sein und die als Unikate vorliegenden Umweltproben, z.B. von Bodenprobenbanken, repräsentieren.

Die Methode des Bodensubstratabdruckes, die hier an zwei von sechs Posterbeispielen dargestellt wird, erfüllt nach Auffassung des Verfassers die o.g. Anforderungen.

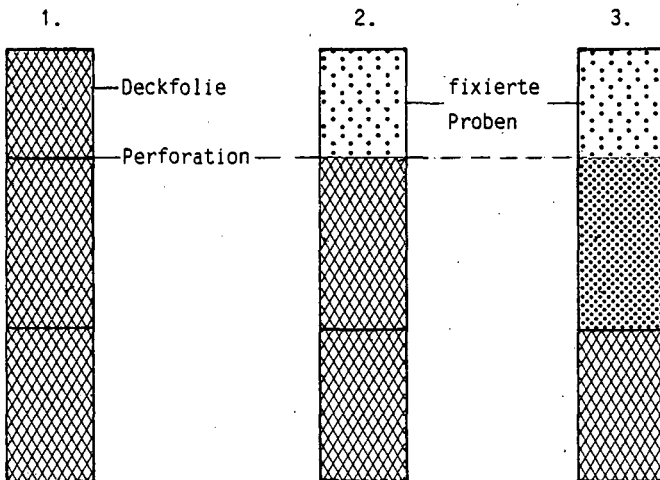
Die Proben werden stoff-, horizont- oder schichtbezogen dem Bohrkern bzw. Boden entnommen, in nummerierte Plastbecher (20 ml) gegeben und mindestens lufttrocken und streufähig auf ein Doppelklebeband aufgetragen. Dies kann horizont- oder schichtbezogen, maßstabsgebunden oder -frei erfolgen. Das Klebeband wird zuvor auf einem Träger, z.B. dem Protokollblatt der Boden- oder Probenbeschreibung, fixiert. Hinsichtlich Probenart (Mineral- und Torfproben, grobbodenreiche bis -freie Proben) besteht keine Einschränkung. Sollen Bodenmerkmale, z.B. Konkretionen oder Flecken, lagegenau durch Abdruck fixiert werden, sind flache Plastkästchen (5,8x3,8x1,5cm) zur Entnahme ungestörter Proben besser geeignet.

⁺ Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein,
Mercatorstraße 7, 2300 Kiel 1

Bei ausreichender Probenmenge können zusätzlich z.B. der pH-Wert und der Glühverlust (org. Substanz) festgestellt werden. Mit Hilfe des pH-Wertes, der Menge an organischer Substanz und der Bodenart läßt sich der S-Wert (grobes Maß für verfügbare Nährstoffe) ermitteln und aus dem Farbton des Glührückstandes auf die Anwesenheit von Eisen- und Manganoxiden schließen. Letzteres ist insbesondere bei Böden, die schlecht zeichnen oder aufgrund der Färbung der organischen Substanz Eisen- und Manganverbindungen vortäuschen oder maskieren, von Vorteil für die Kennzeichnung des Bodens. Der Glührückstand kann ebenfalls tiefenabhängig auf einem Klebeband fixiert werden.

Beispiel 1: Doppelklebeband (z.B. "tesa fix" 5338)

1. Doppelklebeband auf einem Träger fixieren und Deckfolie entsprechend der Probeentnahmetiefen perforieren. 2. Deckfolie bis zur ersten Perforation entfernen und die Klebefläche auf die luftgetrocknete und streufähige Probe drücken, um zunächst eventuell vorhandene Grobbodenanteile fixieren zu können; dann den Feinbodenanteil auf die Klebfläche streuen. 3. Deckfolie bis zur zweiten, dritten, usw., Perforation entfernen, sonst wie Punkt 2.



Beispiel 2: Einzel-Doppelkleber (z.B. Fotokleber Herma, Nr.1070)

1. Doppelkleber auf die lufttrockene und dispergierte Probe drücken. 2. Deckfolie entfernen und den Doppelkleber auf einem Träger fixieren. 3. Einzelmerkmale einer Probe, wie z.B. Flecken, Konkretionen, Minerale, Wurzeln usw., können isoliert aufgetragen werden.

1.



2.



3.



In den Posterbeispielen 3, 4 und 5 sind horizontbezogene Abdrücke von Trocken- und Glührückständen einer Pseudogley-Parabraunerde aus Geschiebemergel (3), eines Moorpodsols aus Niedermoortorf über Schmelzwassersanden (4) und einer Moormarsch aus marinen Sedimenten über Schilftorf, unterlagert von einem Gley-Podsol (5), zusammen mit den entsprechenden Frisch-, Trocken- und Glühfarben nach Munsell, den Gehalten an organischer Substanz und verschiedener Fe-Fractionen, bzw. pH-Werte vorgestellt worden. Das Posterbeispiel 6 bestand aus Abdrücken von sechs verschiedenen Korngrößenklassen aus dem Bereich ≤ 4 mm. Die Posterbeispiele 3, 4, 5 und 6 sind aus drucktechnischen Gründen nicht Bestandteil dieser Veröffentlichung.



Standorteignung landwirtschaftlich extensiv genutzter
Flächen für die Wohnumfeldverbesserung am Beispiel
Kirchdorf-Süd, Hamburg

von

Speetzen, F., W. D. Kneib u. O. Moll*

1. Einleitung

Mitte der siebziger Jahre entstand in Nähe zur Industrie, und unmittelbar neben der Bundesautobahn A1 im Süden Hamburgs die Hochhaussiedlung Kirchdorf-Süd. Zur Verbesserung der Wohnverhältnisse ("Pilotprojekt Wohnumfeldverbesserung") sollen zukünftig die die Siedlung umgebenden Freiflächen den Bewohnern in Form von Mietergärten und anderen Freizeiteinrichtungen zur Verfügung gestellt werden.

2. Ausgangssituation und Fragestellung

Rund 30 ha Grünland, die die Siedlung umgeben und hauptsächlich extensiv als Pferdeweiden genutzt werden, sollen anderen Nutzungen zugeführt werden, weshalb verschiedene Fragen zur Bodeneignung zu klären waren, wie:

- a) sind die Böden aufgrund ihrer physikalischen Kenngrößen (wie Bodenwasser-, lufthaushalt; mechanische Beanspruchbarkeit) und ihres Nährstoffpotentials generell als als Pflanzenstandort geeignet, und
- b) ist bei der hohen Schwermetallkontamination der Umgebung eine gefahrlose intensivere Bodennutzung (z.B. durch Mietergärten) möglich?

3. Vorgehensweise

An Vorinformationen wurden die Reichsbodenschätzungskarte, Baugrundkarte, topographische Karte sowie die Boden-ökologische Konzeptkarte von Hamburg (KNEIB; MIEHLICH, 1985) ausgewertet. Außerdem erfolgte eine Interpretation von

* büro für bodenbewertung, 2300 Kiel 14, Rehsenweg 75

Luftbildern des Maßstabs 1:8000.

Für die Felduntersuchungen wurden insgesamt 98 Raster- und frei gewählte Profilgruben angelegt, mit einer Tiefe zwischen 0,6-1,2 m und einer weiteren Sondierung -2 m mit der Nutenstange.

Folgende Feldmerkmale wurden erhoben: Tiefe, Farbe, Flecken, Körnung, Steingehalt, Gefüge, Festigkeit, Humus, Wurzeln, Feuchte, Kalk, Horizontierung bzw. Schichtung.

Mittels dieser Feldmerkmale erfolgte eine Ableitung, in Anlehnung an die ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982) und BLUME; FRIEDRICH (1978), der Schätzgrößen Luftkapazität, gesättigte Wasserleitfähigkeit, nutzbare Wasserkapazität, kapillare Aufstiegsrate, sowie des S-Wertes.

Für die Laboruntersuchungen wurden 18 Oberbodenproben und 30 Proben bis 1,2 m Tiefe gezogen. An ihnen wurden die Schwermetalle Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr, Hg und As, die organische Substanz, der pH, sowie die P-, K- und Mg -Verfügbarkeiten bestimmt. Außerdem erfolgte eine Kalkbedarfsermittlung.

4. Untersuchungsergebnisse

Das Untersuchungsgebiet ist durch zahlreiche Entwässerungsgräben stark anthropogen überformt und weist ein ebenes Relief zwischen 0,6-1,1 m über NN auf.

Substrate und Böden: Die Substratfolgen sind geprägt durch die perimarin und fluvialen Sedimentations- und Vegetationsbedingungen des Stromspaltungsgebietes Elbe. Ausgangsmaterial der Bodenbildung ist eine 0,7 bis 1,1 m mächtige Auenlehmdecke (lokal auch als "Oberer Klei" bezeichnet) die einer Wechsellagerung aus Torfen und organischen Mudden aufliegt; darin z.T. eingelagerte Sandschichten lassen auf starke Überflutungsphasen bzw. Änderung der Fließgewässer schließen. Als häufigste Bodentypen treten Gleye und Braunerde-Gleye, vereinzelt auch NaBgleye auf (die Böden wurden bewußt nach dem vorherrschenden pedogenetischen Faktor - dem Grundwasser - benannt. Die denkbaren Entstehungsbedingungen und die Horizontfolgen lassen nach der Kartieranleitung auch eine Zuweisung zu den Auengleyen, Flußmarschen und den Kleimarschen zu, wobei eine eindeutige

Zuweisung anhand der Feldmerkmale problematisch, die klassifikatorische Zuordnung darüberhinaus für die funktionale Bewertung im Rahmen dieser Studie ohne Belang ist).

Vorflutwasserstände und Reduktionshorizonte sind aufgrund des prägenden Einflusses des Wasserhaushalts zwei entscheidende Kenngrößen zur Differenzierung des Untersuchungsgebietes. Entscheidend für die Nutzungseignung ist der Flurabstand beider Kenngrößen (Vorflutwasserstand 0,3-1,9 m und Obergrenze des Reduktionshorizontes 0,4-1,2 m u.Flur), weil er einen entscheidenden Einfluß auf

- die Schadstoffdynamik
- die mechanische Beanspruchbarkeit durch Bearbeitung und Befahren
- und auf die Eignung als Pflanzenstandort hat, da der mittlere Wasserstand den effektiven Wurzelraum begrenzt.

Nutzbare Wasserkapazität und kapillarer Aufstieg sind zwei Schätzgrößen zur Kennzeichnung der pflanzenverfügbaren Wassermenge. Die nutzbare Wasserkapazität des effektiven Wurzelraumes ist bei 50% der Profile mit mittel bis hoch einzustufen. Da 90% der Böden kapillare Aufstiegsraten von größer 2 mm/Tag aufweisen, ist die Wasserversorgung der Pflanzen bei den derzeitigen Grundwasserständen gesichert. Lediglich im NW des Untersuchungsgebietes könnten im Sommer Wasserdefizite auftreten.

Luftkapazität und Durchlässigkeit sind zwei weitere wichtige Schätzgrößen zur Beurteilung der Eignung als Pflanzenstandort, da ein optimales Pflanzenwachstum von einem ausgewogenen Luft- und Wasserhaushalt abhängig ist. 60% der Profile weisen eine mittlere Luftkapazität auf. Ebenso können geringe Wasserdurchlässigkeitswerte des gesättigten Bodens die Eignung als Pflanzenstandort stark begrenzen, da die Gefahr von partieller Staunässe und begrenztem Wurzelwachstum besteht. Geringe Werte für Luftkapazität und Durchlässigkeit wurden besonders im NW des südlichen Untersuchungsgebietes festgestellt.

Bezüglich der Nährstoffsituation ergab sich folgendes Bild: Die pH-Werte schwanken zwischen 3,7 und 6,7. Die meisten Werte liegen im stark sauren (4-5) bis sehr stark

sauren (3-4) Bereich, d.h. daß die aktuellen pH-Werte weit unter dem optimalen pH liegen. Nach Beurteilung der organischen Substanz sollten Humusqualität und Mineralisierungsraten eine ausreichende N-Versorgung gewährleisten. Die Phosphatverfügbarkeiten sind im gesamten Untersuchungsgebiet zu niedrig, während die K- und Mg-Verfügbarkeiten zwischen niedrig bis sehr hoch schwanken. Nach Einschätzung des S-Wertes (Summe der basisch wirkenden Kationen), weisen 80% der Profile mittlere bis hohe und 20% mäßige Nährstoffverfügbarkeiten auf.

5. Allgemeine Bewertung und Nutzungsempfehlungen

Als entscheidendes Kriterium für die Nutzungsempfehlungen dieses Untersuchungsgebietes kann der Gebiets- und Bodenwasserhaushalt gelten. Als ein Ergebnis aus Vorflutwasserstand, Reduktionshorizont, Relief, Substratfolgetyp und Vorflutwirksamkeit konnten vier Standortgruppen des Bodenwasserhaushalts ausgewiesen werden, die sich wesentlich im effektiven Wurzelraum unterscheiden.

Daraus ergab sich, daß Mietergärten zur gartenbaulichen Nutzung nicht, wie ursprünglich geplant, für den ganzen Südteil des Untersuchungsgebietes zu empfehlen sind, weil weitere Entwässerungsmaßnahmen aufgrund zu niedriger kf-Werte, sowie schwer abwägbarer Folgen wie Setzungen, Verdichtungen, Humusabbau, Schadstofffreisetzung etc. nicht ratsam wären.

Stattdessen wurden konkrete Vorschläge aufgezeigt, wie die verschiedenen Nutzungen (z.B. Spielplätze, Liegewiesen, Mietergärten etc.) an die natürlichen Gegebenheiten anzupassen sind.

6. Maßnahmen gegen die Schadstoffkontamination

Alle analysierten Schwermetalle befinden sich mit ihren Gehalten vornehmlich im mittleren bis oberen Bereich der in

Kulturböden häufig vorkommt und damit als normal angesehen wird. Mit Ausnahme von Hg liegt bei jedem Schadstoff ein bestimmter Prozentsatz über diesem Normalbereich, bzw. überschreitet bestehende Grenzwerte.

Von besonderer Bedeutung ist das Schwermetall Cadmium. Cd überschreitet zwar nicht den Grenzwert der Klärschlammverordnung von 3 ppm, doch wichtiger ist die Tatsache, daß viele Proben einen Cd- Gehalt aufweisen, der eine Kontamination von Nahrungspflanzen oberhalb des Richtwerts des Bundesgesundheitsamtes (1979) nach neueren Untersuchungen nicht ausschließt (z.B. STYPEREK, 1986).

Somit ergibt sich folgende Situation: Die Böden des Untersuchungsgebietes mit ihren hohen Gehalten an Tonmineralen und organischer Substanz verfügen auch über ein hohes Potential Schadstoffe zu akkumulieren. Gleichzeitig liegen die pH- Werte dieser Böden aber so niedrig (kleiner 5), daß die Schadstoffe ihr Löslichkeitsmaximum und eine hohe Verfügbarkeit für die Nahrungspflanzen erreicht haben.

Je näher aber der Gesamtgehalt an Schadstoffen an den tolerierbaren Richtwert heranreicht, desto intensiver sind neben dem pH- Wert auch andere löslichkeitsbeeinflussende Bodenkomponenten zu beachten, wie Textur, Gehalt an org. Substanz und org. Komplexbildnern, Anteil an Fe-, Mn-, Al- Oxiden, Redoxpotential, Schwermetallkonkurrenz usw. Diese komplexe Situation verschiedener Einflußgrößen läßt eine exakte Bestimmung der Schadstoffverfügbarkeit, erst recht regional, für das Untersuchungsgebiet nicht zu.

Eine Nutzung der Flächen zur Nahrungsmittelproduktion ist somit nur dann vertretbar, wenn folgende Maßnahmen ergriffen werden:

- 1) Eine Überprüfung der Schadstoffrückstände in den auf diesen Flächen angebauten Nahrungspflanzen sollte stichprobenweise vorgenommen werden.
- 2) Eine Aufkalkung der Untersuchungsflächen ist aus mehreren Gründen notwendig. Zum einen erhöht sich die Bindung der Schwermetalle an den Austauschern, was eine Erniedrigung der Löslichkeit und damit auch der Pflanzenverfügbarkeit zur Folge hat, und zum anderen stellt eine Aufkalkung eine

notwendige Maßnahme zur Verbesserung der Nährstoffsituation für eine gartenbauliche Nutzung dar.

Die Problematik dieser Meliorationsmaßnahme für dieses Untersuchungsgebiet soll abschließend kurz umrissen werden:

- Für die sehr stark sauren Böden sind bis zu 9 Tonnen Löschkalk/ha notwendig, um die oberen 20 cm auf einen neutralen pH- Bereich einzustellen.

- Das Aufkalken muß langsam und schrittweise erfolgen, um Überkalkungen zu vermeiden, da es sonst evtl. zur Bildung von metallorganischen Komplexen mit Cu, Zn, Pb und Cd kommen kann, in dessen Folge die Verfügbarkeit dieser Schadstoffe für die Pflanzen wieder ansteigt.

- Schließlich ist zu beachten, daß es bei einem pH um den Neutralbereich im Laufe der Zeit zu einer Akkumulation der Schadstoffe in diesen Böden kommt, wenn es nicht gelingt die Schadstoffeinträge durch die Regen- und Staubbiederschläge zu unterbinden. Bei einer Aufkalkung ist somit davon auszugehen, daß die Gesamtschadstoffgehalte in den Böden stetig zunehmen werden, womit auch die Notwendigkeit der Kontrolle ihrer Löslichkeiten, bzw. ihrer Verfügbarkeiten, und einer Erhaltungskalkung stetig wächst.

Literatur:

KNEIB; MIEHLICH (1985): Vorstudie für eine boden-ökologische Standortkarte von Hamburg (Maßstab 1:5000), unveröff., im Auftrage der Umweltbehörde Hamburg

ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung

BLUME; FRIEDRICH (1979): Bodenkartierung, Standortbewertung und Ökoplanung, in: Verh. Ges. f. Ökologie 7

STYPEREK (1986): Die Cd-Aufnahme von Pflanzen aus verschiedenen Böden und Bindungsformen und ihre Prognose durch chemische Extraktionsverfahren, UBA-Texte 9/86

Die Vegetation als Indikator der Nährstoffversorgung -
Ein Vergleich intensiv und extensiv gedüngter Grünlandstandorte

von

Stein, K., G. Kunzmann u. T. Harrach*

1. Einleitung

Eine Aussage bezüglich des Nährstoffversorgungsgrades eines Standortes kann mit Hilfe chemischer Analysen oder vegetationskundlicher Untersuchungen erfolgen. Die Vorteile vegetationskundlicher Methoden liegen darin, daß sie ohne apparativen Aufwand zeitunabhängige und flächendeckende Aussagen über einen Standort ermöglichen. Als nützliche Hilfe zur Standortbeurteilung erweisen sich die ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG (1979). Verschiedene Autoren (SPATZ und PLETL 1979, BRIEMLE 1986) sprechen jedoch bei der Anwendung der Kennzahlen von dem Problem, daß diese ursprünglich für naturnahe, extensiv bewirtschaftete Bestände festgelegt wurden. Demnach stellt sich die Frage, ob sie auf Intensivgrünland heute noch Gültigkeit besitzen.

In den vorliegenden Untersuchungen wurde auf den Grünlandflächen zweier unterschiedlich intensiv bewirtschafteter Betriebe nachgeprüft, inwieweit die ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG zur Beurteilung der Nährstoffversorgung beider Standorte aussagekräftig sind.

2. Methoden

Im Untersuchungsjahr 1985 wurden im April auf den Grünlandflächen Bodenproben gezogen und mittels Elektro-Ultra-Filtration (EUF) analysiert (NÉMETH 1985). Von Anfang Mai bis Mitte Juni wurden Pflanzenbestandsaufnahmen nach KLAPP (1929) durchgeführt (Größe der Aufnahmefläche: 25 m²). Für jede Vegetationsaufnahme wurde anhand der Zeigerwerte nach ELLENBERG (1979) die mittlere Stickstoff-, Reaktions- und Feuchtezahl errechnet.

3. Untersuchungsstandorte

Bei den Untersuchungsgebieten handelt es sich um Dauergrünlandflächen zweier benachbarter landwirtschaftlicher Betriebe in der Südlichen Wetterau. Die Bodenverhältnisse sind auf beiden Standorten ähnlich. Die vorherrschenden Bodentypen sind Gleye, Gley-Pseudogleye und Vega aus dem Auenlehm der Nidda.

* Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen, Wiesenstr. 3-5, D-6300 Gießen

Vereinzelt sind flachgründige Braunerden und Kolluvien vorhanden. Der Betrieb B wird seit 20 Jahren biologisch-dynamisch bewirtschaftet. Die Düngung erfolgt in Form von Kompost und Jauche (jährliche Nährstoffzufuhr je ha : ca. 30-40 kg N, ca. 10-20 kg P₂O₅, ca. 40-50 kg K₂O). Auf dem konventionellen Vergleichsbetrieb K wird ausschließlich mineralisch gedüngt (jährliche Nährstoffzufuhr je ha: 250 kg N, 80 kg P₂O₅, 100 kg K₂O).

4. Grünlandgesellschaften

Auf Betrieb B (biologisch-dynamisch) dominierten die typischen Weidelgras-Weißklee-Weiden mit den betreffenden Verbandskennarten der Fettweiden (Cynosurion). Die feuchten Ausprägungen waren durch Arten der Ordnung Molinietales charakterisiert. Sowohl in der typischen als auch in der feuchten Subassoziation konnten Magervarianten unterschieden werden. Weiterhin waren Glatthafer-Wiesen vertreten, die sich analog zu den Weiden gliedern lassen. Betrieb K (konventionell) wies dagegen sehr artenarme Weidelgrasweiden und Queckenrasen auf. Hier konnten trotz differierender Bodenverhältnisse keine weiteren Unterschiede mehr festgestellt werden. Hauptbestandsbildner waren Agropyron repens (Gemeine Quecke) und Stellaria media (Vogelmiere) mit bis zu 50% Ertragsanteilen. Aus Tabelle 1 ist die Anzahl der Pflanzenarten je Betrieb ersichtlich. Auf den intensiv bewirtschafteten Flächen war demnach eine starke Artenreduktion feststellbar.

Tab. 1: Anzahl der Pflanzenarten je Betrieb

	Gräser	Kräuter	Leguminosen	Artenzahl je Aufnahme
Betrieb B (44 Aufnahmen)	23	67	11	14-35 ($\bar{\varnothing}$ 25)
Betrieb K (17 Aufnahmen)	11	13	1	6-15 ($\bar{\varnothing}$ 12)

5. Bodennährstoffgehalte und ökologische Zeigerwerte

Nach ELLENBERG (1979) soll eine Beziehung zwischen den mittleren Stickstoffzahlen (mN) und den N_{min}-Werten bestehen. Da letztere mit den EUF-NO₃-N-Gehalten vergleichbar sind (NÉMETH 1985), wurde nachgeprüft, ob ein Zusammenhang zwischen den mN-Zahlen und den NO₃-N-Werten auf den untersuchten Grünlandstandorten besteht. Abb. 1 zeigt, daß auf Betrieb B mit zunehmender mittleren N-Zahl auch ein leichter Anstieg der EUF-NO₃-N-Werte im Oberboden verbunden war. Dagegen lagen alle mN-Zahlen von Betrieb K im Bereich 7 trotz großer Amplitude der EUF-NO₃-N-Gehalte. Dies weist daraufhin, daß auf dem intensiv gedüngten Standort anhand der Stickstoffzahlen keine Differenzierung bzgl. des mineralischen N-Gehaltes im Boden getroffen werden kann.

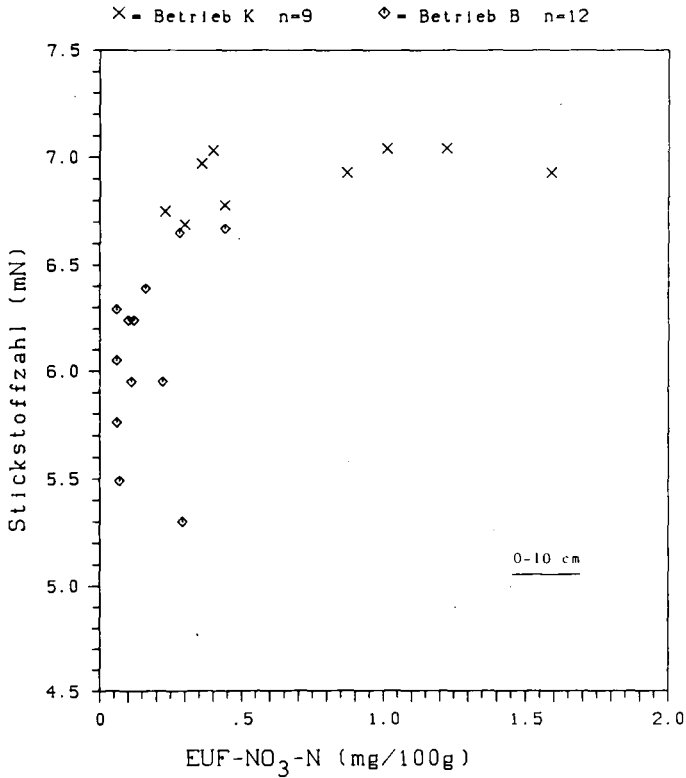


Abb. 1 Beziehungen zwischen der mittleren Stickstoffzahl (mN) und den EUF-NO₃-N-Fractionen in 0-10 cm Bodentiefe

Ein engerer Zusammenhang konnte zwischen den EUF-N-Quotienten (EUF-N_{org}/EUF-NO₃-N) und den Stickstoffzeigerwerten festgestellt werden (Abb. 2). Sie sollen nach NÉMETH et al. (1986) die mikrobielle Aktivität im Boden kennzeichnen. Mit abnehmender N-Versorgung des Oberbodens stiegen die N-Quotienten an, was mit einer Abnahme der mN-Zahlen verbunden ist. Ähnliche Beobachtungen konnten NÉMETH et al. (1985) auf Waldstandorten unterschiedlicher Trophiestufen machen.

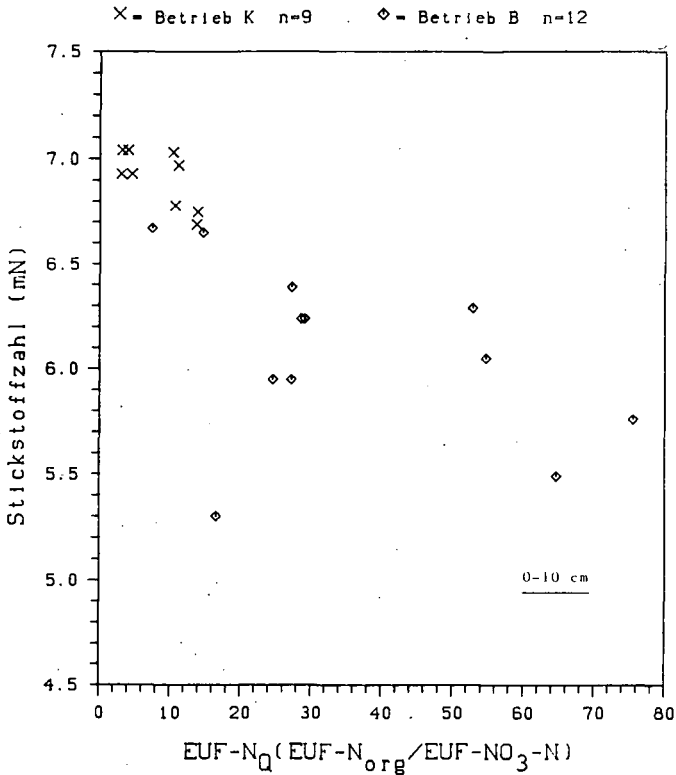


Abb. 2 Beziehungen zwischen der mittleren Stickstoffzahl (mN) und den EUF-N-Quotienten (EUF-N_{org}/EUF-NO₃-N) in 0-10 cm Bodentiefe

Die Basenverhältnisse im Boden können durch EUF-Untersuchung gekennzeichnet werden. Zu den Reaktionszahlen nach ELLENBERG (1979) konnte jedoch keine Beziehung festgestellt werden.

Mit Hilfe der Feuchtezahlen nach ELLENBERG (1979) kann i.a. eine relativ gute Charakterisierung der Bodenfeuchtigkeit vorgenommen werden. Im vorliegenden Fall war eine Differenzierung nur auf Betrieb B möglich. Auf den biologisch-dynamisch bewirtschafteten Flächen konnte dabei eine Beziehung zwischen der mittleren Feuchtezahl (mF) und den mittels EUF extrahierten N_{org}-Gehalten in 0-10 cm Bodentiefe festgestellt werden (Abb. 3). Mit steigender mF war ein

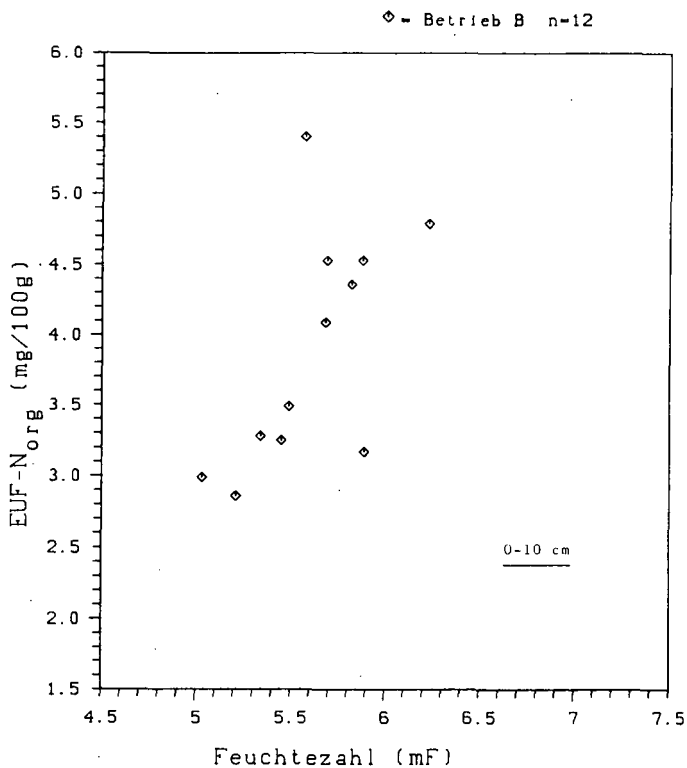


Abb. 3 Beziehungen zwischen der mittleren Feuchtezahl (mF) und den EUF-N_{org}-Fraktionen in 0-10 cm Bodentiefe

Anstieg der N_{org}-Fraktion zu verzeichnen. Im betrieb K bewegten sich die mF bei allen Aufnahmen im Bereich 5,4 , während die N_{org}-Gehalte zwischen 3,2 und 4,9 mg/100 g Boden schwankten.

6. Schlußfolgerungen

Eine genaue Standortbeurteilung anhand vegetationskundlicher Untersuchungen war auf dem intensiv bewirtschafteten Grünland nicht möglich. Aufgrund der Nivellierung des Pflanzenbestandes und der damit verbundenen Artenreduktion konnte mit Hilfe der Zeigerwerte nach ELLENBERG (1979) keine differenzierte Aussage bezüglich des Nährstoff-Potentials und der Feuchteverhältnisse des Bodens getroffen werden. Auf den weniger stark gedüngten Flächen (Betrieb B) dagegen charakteri-

sieren die mittleren Feuchtezahlen (mF) recht gut den Wasserhaushalt des Standortes. Daneben konnte gezeigt werden, daß eine Beziehung zwischen den mF-Zahlen und den EUF-N_{org}-Gehalten besteht.

Die Anwendung der Stickstoffzahlen kann auf extensiv bewirtschaftetem Grünland eine brauchbare Methode zur Beurteilung der N-Versorgung des Bodens sein. Die EUF-Analysen sind bei der Beurteilung der Nährstoffverhältnisse eine wertvolle Ergänzung der N-Zahlen, zumal mittels EUF Aussagen über das N-Mineralisierungspotential möglich sind. Besonders die Anwendung des EUF-N-Quotienten bietet hierbei eine wertvolle Hilfe.

7. Literatur

- BRIEMLE, G. (1986): Vergleich der Stickstoff-Mineralisation mit der N-Zahl Ellenberg's am Beispiel einer Streuwiese im Alpenvorland. - Natur und Landschaft, Heft 11
- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas, Scripta Geobotanica 9, 2. Auflage, Göttingen
- KLAPP, E. (1929): Thüringische Rhönhuten. - Wiss. Archiv Landw. A2, S. 704-786
- NÉMETH, K. (1985): Recent advances in EUF research (1980-1983). - Plant and Soil 83; 1-19
- NÉMETH, K., T. HARRACH und G. KUNZMANN (1985): Untersuchung von Waldböden unterschiedlicher Trophiestufen mit EUF. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkündl. Gesellsch. 43/II, 987-992
- NÉMETH, K., H. BARTELS u. M. VOGEL(1986): Die Bestimmung des pflanzenverfügbaren anorganischen und organischen Bodenstickstoffs mittels EUF, 1. Teil. - Zuckerind. 111, Nr. 10, 932-937
- SPATZ, G. und PLETL, L. (1979): Die Aussagekraft der ökologischen Zeigerwerte der Grünlandpflanzen. Vortrag auf der Tagung der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau in der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, Hohenheim

Ermittlung von Ursachen und Prognosen der mittleren Nitratkonzentration im Grundwasser von Wassereinzugsgebieten

von

Strebel, O.*) und J. Böttcher**)

Einleitung

Im Zusammenhang mit hohen Nitratkonzentrationen oder einer stark steigenden Tendenz dieser Konzentration im Rohwasser von Grundwasser-Förderbrunnen stellt sich die Frage nach Ursachen und Prognosen. Zur Lösung solcher Fragen benötigt man methodische Ansätze, die quantitative Aussagen liefern. Dazu sollen in diesem Kurzbericht***) zwei Möglichkeiten jeweils mit Beispielen erläutert werden.

Mittlere Nitratkonzentration des Gebietswertes der Grundwasserneubildung im Wassereinzugsgebiet

Voraussetzung für die Ermittlung der mittleren Nitratkonzentration des Gebietswertes der jährlichen Grundwasserneubildung ist eine sorgfältige Abgrenzung des Brunnen-Einzugsgebiets nach hydraulischen Gesichtspunkten (mit Hilfe von Grundwasserspiegelplänen) und seine Differenzierung in abgegrenzte Flächeneinheiten nach Bodenverhältnissen, Grundwasserflurabstand, Bodennutzung und eventuell Nutzungsintensität. Wichtige quantitative Ausgangsdaten sind die boden- und nutzungsspezifischen Werte der jährlichen Grundwasserneubildung (z. B. Renger & Strebel 1980, Renger et al. 1986) und deren mittlere Nitratkonzentration (z. B. Strebel et al. 1985) sowie deren Produkt, der boden- und nutzungsspezifische jährliche Nitrateintrag in das Grundwasser ($\text{kg/ha} \cdot \text{a}$). Unter Berücksichtigung der jeweiligen Flächengrößen wird der Gebietswert des Nitrateintrags in das Grundwasser ermittelt. Der Quotient der Gebietswerte von Nitrateintrag und Grundwasserneubildung ergibt schließlich die mittlere Nitratkonzentration (Böttcher & Strebel 1985). Ändern sich die Nitrateinträge in das Grundwasser über einen längeren Zeitraum hinweg nicht und erfolgt im Grundwasser kein Nitratabbau, dann entspricht diese mittlere Nitratkonzentration der Rohwasser-Konzentration des Förderbrunnens.

*) Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

**) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

***) Veröffentlichung mit ausführlicher Darstellung in Vorbereitung

Abb. 1 zeigt ein Beispiel für ein Einzugsgebiet mit Acker- und Grünlandnutzung (Sandböden, mittlerer Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode ca. 1.4 m, Klimadaten Raum Hannover). Bei ausschließlicher Ackernutzung (mittleres Düngungsniveau) ohne Anbau von Winter-Zwischenfrüchten liegt eine Nitratkonzentration von ca. 115 mg Nitrat/l vor, mit Zwischenfrucht jeweils vor Sommergetreide/Hackfrucht verringert sich die Konzentration auf 90 mg Nitrat/l. Bei ausschließlicher Grünlandnutzung ergeben sich bei Mähwiese (mittleres Düngungsniveau) 25 mg Nitrat/l, bei intensiverem Weide-Grünland (ca. 2 GVE/ha) dagegen 75 mg Nitrat/l. Je nach Anteil von Acker und Grünland (Mähwiese bzw. Weide) ergeben sich unterschiedliche Mischkonzentrationen. Der Verlauf dieser Mischkonzentrationen in Abb. 1 ist nicht linear, da sich wegen nutzungsspezifischer Unterschiede der Grundwasserneubildung (vgl. Renger et al. 1986) auch der Gebietswert der Grundwasserneubildung ändert. Eine mittlere Nitratkonzentration der Gebietsgrundwasserneubildung unter 50 mg Nitrate/l ließe sich nur bei gemischter Nutzung als Mähwiese und Ackerland erreichen, und zwar bei Ackeranteilen von $\leq 36\%$ (Ackernutzung mit Winter-Zwischenfrucht) bzw. $\leq 25\%$ (Ackernutzung ohne Winter-Zwischenfrucht). Dieses Beispiel zeigt, daß in einem Einzugsgebiet mit ausreichendem Anteil von Flächen mit geringem Nitratreintrag in das Grundwasser (z. B. Mähwiesen) nicht in jedem einzelnen Ackerschlag eine Nitratkonzentration in der Grundwasserneubildung von 50 mg/l unterschritten werden muß. Selbstverständlich sollten aber alle Maßnahmen zur Minimierung des ackerspezifischen Nitratreintrags (z. B. Anbau von Winter-Zwischenfrucht) konsequent eingesetzt werden.

Zeitlicher Verlauf der Rohwasserkonzentration nach Änderungen im Nitratreintrag in das Grundwasser

Der Ansatz beruht auf Berechnungen des Nitrattransports im Grundwasser ohne Nitratabbau mit einem Stream-tube-Modell. Dieses Modell berechnet den Stofftransport entlang der in Abb. 2 schematisch dargestellten Strömungsbahnen (stream-tubes) vom Ort der Grundwasserneubildung durch den Aquifer zum Förderbrunnen. Je nach Entfernung des Anfangs der Strömungsbahnen vom Förderbrunnen ist die Verweildauer des Wasser im Aquifer unterschiedlich lang. Unseren zwei Beispielen liegen die hydraulischen Bedingungen eines bestimmten Sand-Aquifers zugrunde. Außerdem ist folgende Nutzungsverteilung vorgegeben: Bis ca. 1 km Abstand vom Förderbrunnen Nadelwald, anschließend 1.5 km Mähwiesen, dann ca. 4 km Ackerflächen (ohne Wi-Zwischenfrucht) und schließlich wieder Nadelwald. Die Verweilzeit im Grundwasser nimmt mit Annäherung an den Brunnen nicht-linear ab (bei 6 km Abstand \approx 50 Jahre, bei 2 km Abstand \approx 10 Jahre), da die Länge der Strömungsbahnen abnimmt und die Abstandsgeschwindigkeit größer wird (siehe Abb. 2). Im Beispiel der Abb. 3 geht es um großflächigen Grünlandumbruch. Dabei

werden in einem Zeitraum von wenigen Jahren ganz erhebliche Nitratmengen an das Grundwasser angeliefert (z. B. Strebel et al. 1985). Bei brunnennaher Position dieser Umbruchflächen wird dadurch ein ziemlich steiler Anstieg der Rohwasserkonzentration bis zu einem Maximum nach etwa 8 Jahren verursacht. Nach dem Abklingen stellt sich nach etwa 20 Jahren ein neues Konzentrationsniveau ein. Erfolgt ein gleicher Grünlandumbruch in größerem Abstand vom Brunnen, so reagiert die Rohwasserkonzentration gedämpfter, aber über einen längeren Zeitraum.

Abb. 4 zeigt die Auswirkung einer Erhöhung des ackerspezifischen Nitratedeintrags auf der gesamten Ackerfläche um 50 %. Wegen des größeren Abstandes der Ackerfläche vom Förderbrunnen beginnt die Rohwasserkonzentration erst nach 7 Jahren anzusteigen und erreicht nach etwa 50 Jahren Übergangszeit ein neues Konzentrationsniveau. Die gestrichelte Kurve zeigt den Verlauf der Rohwasserkonzentration für den umgekehrten Fall einer entsprechenden Reduzierung des ackerspezifischen Nitratedeintrags. Solche Abschätzungen liefern wichtige Hinweise für die Interpretation von Zeitkurven der Rohwasserkonzentration und bei Überlegungen über die zukünftige Betriebsplanung eines Wasserwerkes.

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft danken wir für die finanzielle Unterstützung.

Literatur

- BÖTTCHER, J. und O. STREBEL, 1985: Die mittlere Nitratkonzentration des Grundwassers in Sandgebieten in Abhängigkeit von der Bodennutzungsverteilung. Wasser und Boden 37, 383 - 387.
- RENGER, M. und O. STREBEL, 1980: Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften. Wasser und Boden 32, 362 - 366.
- RENGER, M., O. STREBEL, G. WESSOLEK and W.H.M. DUYNISVELD, 1986: Evapotranspiration and groundwater recharge - a case study for different climate, crop patterns, soil properties and groundwater depths conditions. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 149, 371 - 381.
- STREBEL, O., W.H.M. DUYNISVELD und J. BÖTTCHER, 1985: Einfluß von Standortbedingungen und Bodennutzung auf Nitratauswaschung und Nitratkonzentration des Grundwassers. Landw. Forschg. 37 (Kongr. Band Karlsruhe 1984), 34 - 44.

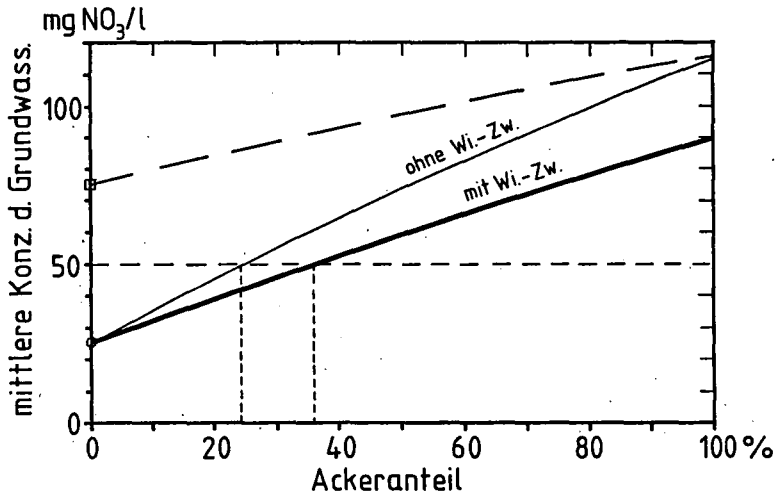


Abb. 1 Mittlere Nitratkonzentration des Gebietswertes der Grundwasserneubildung bei Sandböden unter Ackernutzung ohne bzw. mit Winter-Zwischenfrucht (Wi.-Zw.), Mähwiese (o) bzw. intensiverem Weide-Grünland (□)

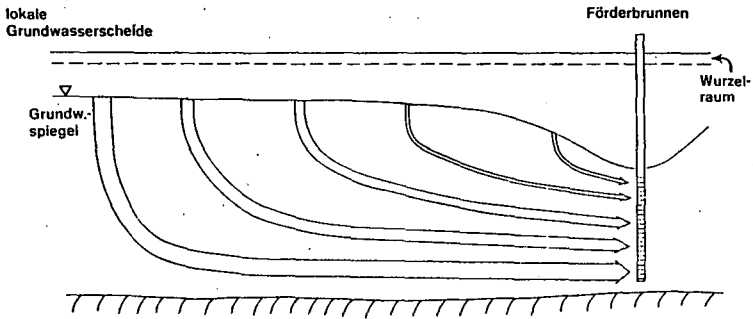


Abb. 2 Strömungsbahnen (stream-tubes) in einem homogenen Sand-Aquifer

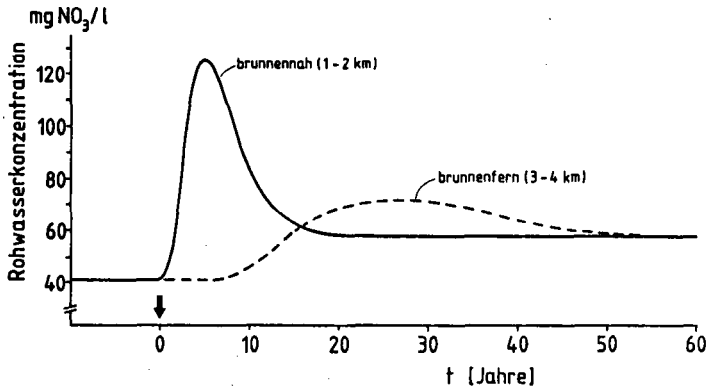


Abb. 3 Grünlandumbruch und Anstieg der Rohwasser-Konzentration

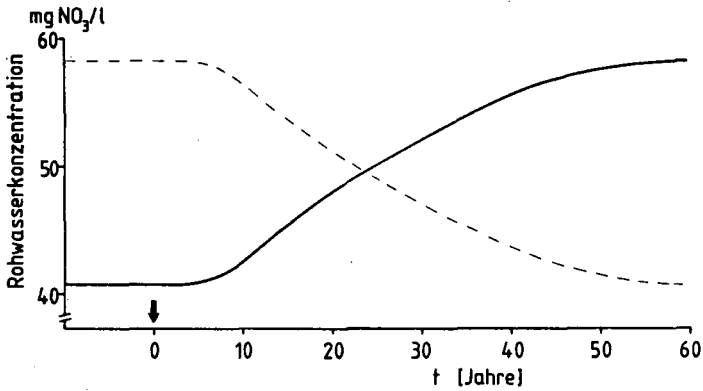


Abb. 4 Erhöhter Nitrategieintrag aus Ackerflächen und Anstieg der Rohwasser-Konzentration

Einfluß von Verdichtungen und Vernässungen in Neulandböden

auf Durchwurzelung und Ertrag

von

Vorderbrügge, Th., Th. Selige u. T. Harrach *

Auf dem Neuland im Rheinischen Braunkohlenrevier finden sich Flächen, die ohne besondere Schwierigkeiten ackerbaulich genutzt werden und zufriedenstellende Erträge liefern. Andere Schläge hingegen weisen kleinflächig wechselnd Vernässungen auf, die zu Bewirtschaftungsschwierigkeiten bzw. Mindererträgen führen.

Seit 1985 führen wir Kartierungen sanierungsbedürftiger Böden durch. Bodenphysikalische und wurzelökologische Untersuchungen sowie Ertragsermittlungen und Ertragsanalysen ergänzen die Kartierungen. Das Ziel der Arbeiten ist es, Sanierungsvorschläge zu erarbeiten. Dazu ist es zunächst notwendig, die ertragslimitierenden Bodeneigenschaften zu ermitteln.

Die Untersuchungsstandorte werden anhand des Aufwuchses ausgewählt. Jeweils unter gut, mäßig und schlecht entwickelten Kulturpflanzenbeständen werden Böden bei gleicher Bewirtschaftung vergleichend untersucht.

Im folgenden sollen aus den laufenden Untersuchungen erste Ergebnisse, die an einem Wintergerstenschlag auf der Hochkippe Fischbach 1986 erzielt wurden, vorgestellt werden.

Die Porengrößenverteilung des Profils mit gutem Aufwuchs (Fb3) zeigt Abb.1. Das Gesamtporenvolumen unterschreitet den Wert 40 Vol.-% nur in 30 - 40 cm Tiefe. Der hohe Wert von über 10 Vol.-% Grobporen größer als 120 µm in den oberen 20 cm, verringert sich noch im Ap auf den Minimalwert von 1.5 Vol.-%. Unterhalb dieser Verdichtung ist eine stetige Zunahme des Anteils der Poren größer als 120 µm bis auf ca. 9 Vol.-% in 110 cm Tiefe auszumachen.

Die gleiche Tendenz ist auch für die Porenbereiche 30 - 120 μm zu erkennen. Ab einer Tiefe von 50 cm verfügt das Profil über 10 Vol.-% Grobporen ($> 30 \mu\text{m}$). Der Mittelporenanteil (0.2 - 10 μm) liegt meist zwischen 13 und 16 Vol.-%, entsprechend der Bodenart 1U (etwa 17% Ton und 75% Schluff).

Erstaunlicherweise zeigt das aufgrund des schlechten Aufwuchses ausgewählte Profil Fb7 (Abb.2) eine ähnliche Porengrößenverteilung wie das Profil Fb3. Das Gesamtporenvolumen ist zwar im Schnitt um 4 - 5 Vol.-% geringer, vor allem ab 20 cm Tiefe, doch der Anteil an Poren $>120 \mu\text{m}$ liegt in der Tiefe 45-100 cm über dem des Profils Fb3. Im Pflugsohlenbereich haben beide Profile eine Verdichtung, doch unterhalb dieser Schicht verfügt Profil Fb7 über gleichhohe Grobporenvolumina wie Profil Fb3. Der Anteil der Mittelporen liegt zwischen 13 und 17 Vol.-% und die Bodenart ist 1U. Das Profil Fb5 weist für Körnung und Porengrößenverteilung ähnliche Ergebnisse auf wie Fb3 und Fb7.

In mehreren Profilen anderer Standorte waren die Porenverhältnisse ungünstiger. Das Gesamtporenvolumen lag bis in 1 m Tiefe weit unter 40 Vol.-%, der Grobporenanteil ($>30 \mu\text{m}$) zwischen 3 und 8 Vol.-%. Eine Pflugsohlenverdichtung ist in allen Profilen zu erkennen. Von den bisher bodenphysikalisch und wurzelökologisch untersuchten 30 Profilen fanden wir nur in einem Profil keine Pflugsohlenverdichtung. Hier betrug der Grobporenanteil in sämtlichen Horizonten über 10 Vol.-%, wobei zu bemerken ist, daß auch dieser Standort bei der üblichen Fruchtfolge langjährig ackerbaulich genutzt wird.

Unterstellt man für die Feldkapazität eine Wasserspannung von pF 2.0, dann ergibt sich für die nutzbare Feldkapazität - bezogen auf 1 m Profiltiefe - bei den meisten untersuchten Profilen ein Wert zwischen 160 und 200 mm. Dies ist nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (1982) als hoch bzw. sehr hoch zu bezeichnen. Für die drei vorgestellten Profile betragen die Werte 162 mm (Fb7), 192 mm (Fb5) und 215 mm (Fb3).

Grundlage für die Ertragsfähigkeit ist die Nutzung dieser hohen Wasserkapazität durch intensive Durchwurzelung, vor allem des Unterbodens. Die Ergebnisse der Wurzeluntersuchungen nach der Profilwandmethode sind in Abb.3 dargestellt. Die Gesamtwurzellänge lag bei 8.5 (Fb7), 8.6 (Fb5) und 15.7 (Fb3) km/qm Landoberfläche. Der Unterboden (40 - 100 cm) war im Profil Fb7 überhaupt nicht, im Profil Fb5 mit nur 0.4 km/qm und im Profil Fb3 mit 3.29 km/qm durchwurzelt. Aufgrund der Durchwurzelung wurde für die Profile eine nutzbare Feldkapazität im durchwurzeltten Böden von 215 mm (Fb3), 126 mm (Fb5) und 60 mm (Fb7) errechnet. Die Ertragsdaten sind Tab.1 zu entnehmen.

Tab.1: Erträge und Ertragsstruktur bei Wintergerste

Profil	Pflanzen je qm	Ähren je qm	TKG (g)	Korn TM	Stroh in dt/ha
Fb3	295	502	39.9	67.9	58.0
Fb5	196	278	41.6	37.4	41.1
Fb7	155	217	42.3	29.5	30.5

Die Ursachen für die unterschiedliche Durchwurzelung und die damit einhergehenden Ertragsminderungen lassen sich aus der Porengrößenverteilung oder gar aus den Werten für die Rohdichten der einzelnen Böden nicht ableiten. Der eigentliche Grund für das unterschiedliche Verhalten der untersuchten Standorte lag in Vernässungen und dadurch bedingtem Luftmangel. Während im Profil Fb3 Anfang April nur die Pflugsohle geringes Luftvolumen aufwies, ansonsten im ganzen Profil mehr als 10 Vol.-% luftführende Poren vorhanden waren, litten die Profile Fb5 und Fb7 bis weit in den Juni unter Luftmangel im Bereich unterhalb der Pflugsohle, Profil Fb7 aufgrund von Vernässungen sogar im ganzen Profil.

Aus den vorliegenden Ergebnissen lassen sich die folgenden Schlußfolgerungen ziehen:

- Vernässungen und Verdichtungen beeinträchtigen die Durchwurzelung und mindern den Ertrag. Dies erfordert eine Beseitigung der Vernässungen - ohne wenn und aber - sowie die Beseitigung starker Verdichtungen.
- Nach der Sanierung der Böden ist durch eine bodenschonende Bewirtschaftung dafür zu sorgen, daß keine neuen Pflugschollenverdichtungen entstehen.

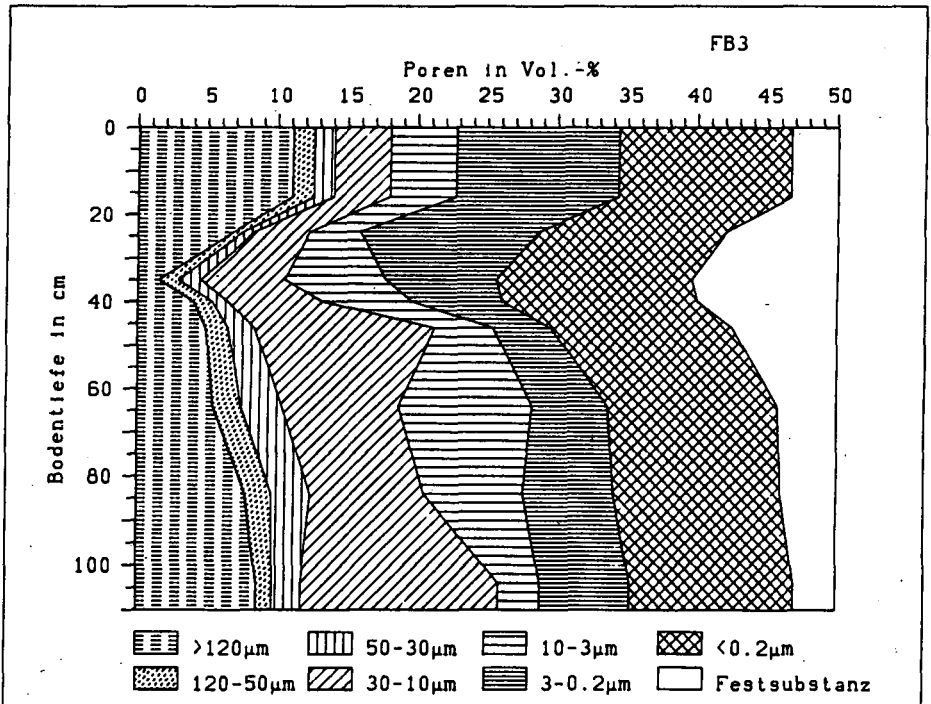


Abb.1: Porengrößenverteilung des Profils FB3

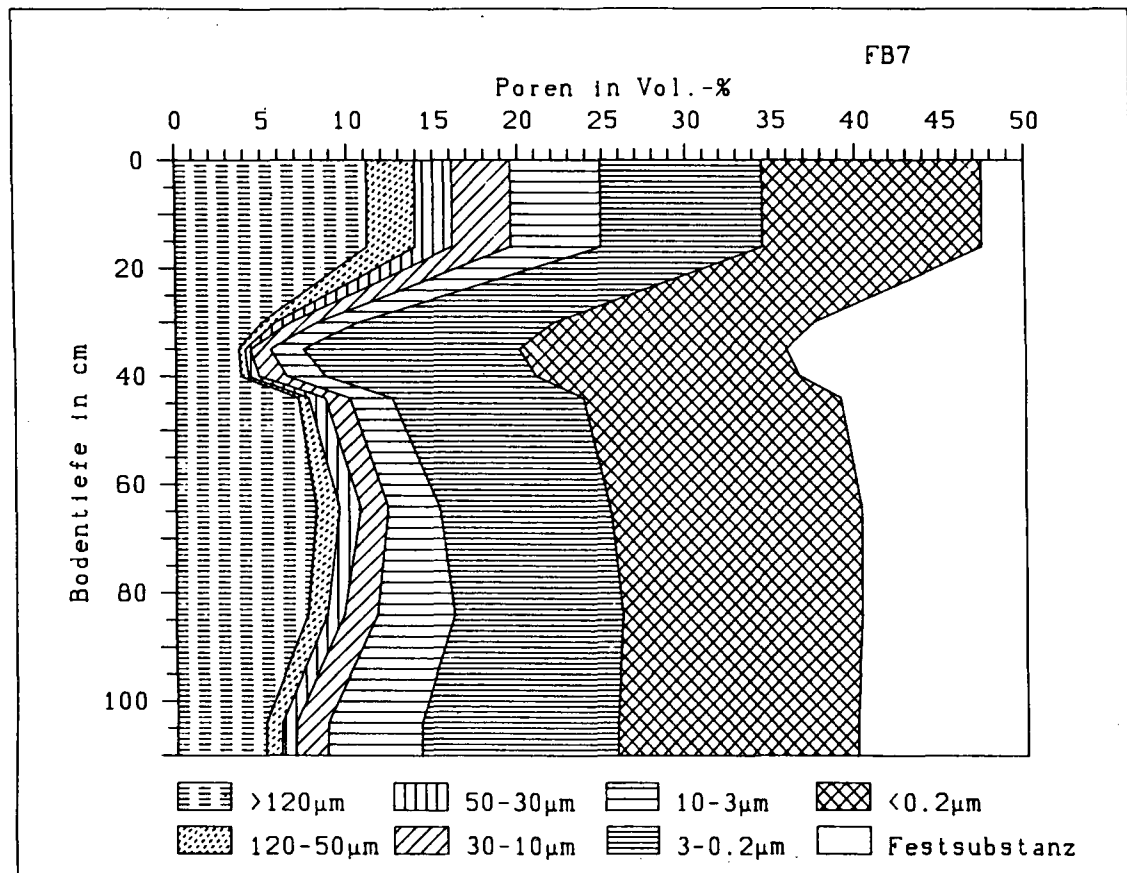


Abb.2: Porengrößenverteilung des Profils Fb7

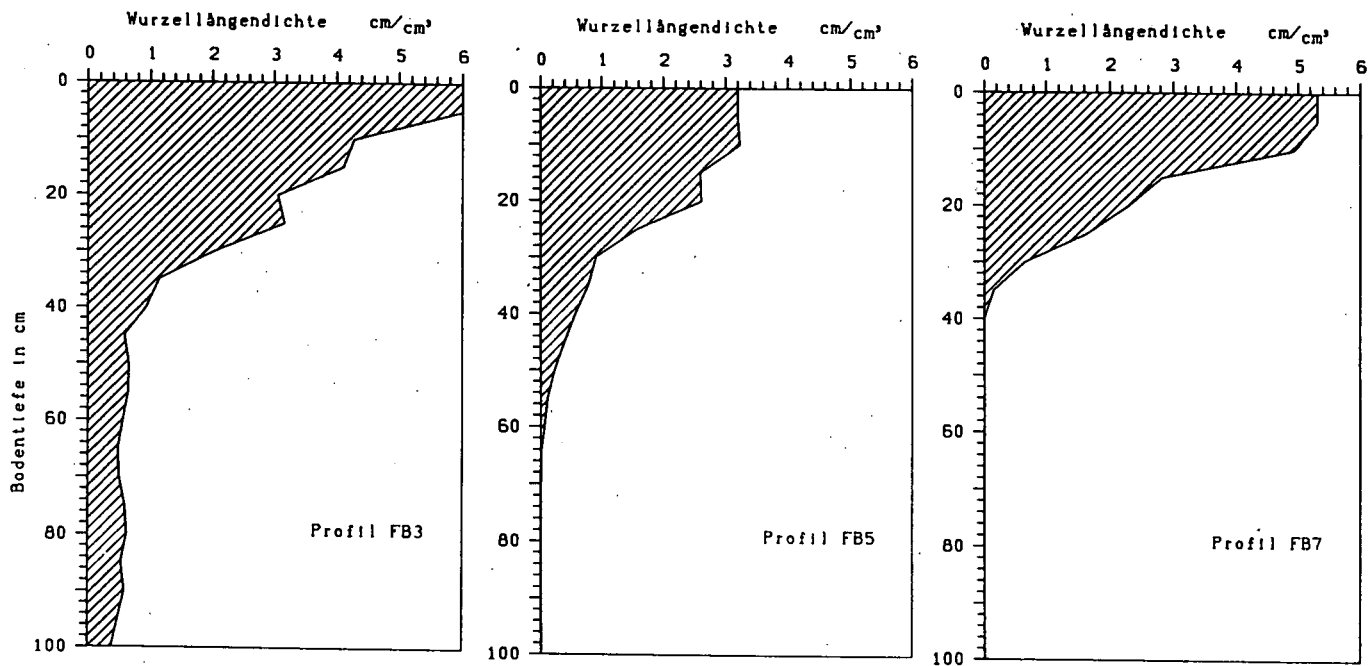


Abb. 3: Wurzellängendichten der Profile Fb3, Fb5 und Fb7

Flächenhafte Bewertung der potentiellen Gefahr der Nitratauswaschung und
landbauliche Konsequenzen für Wasserschutzgebiete

von
Weinzierl, W.*) u. F. Zwölfer*)

1. Einleitung

Nitrat, Gegenstand vieler Forschungsprojekte, Thema zahlreicher Tagungen und derzeit wichtigstes Problem in der Trinkwasserversorgung, ist mit der Herabsetzung des Grenzwertes auf $50 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$ durch die neue Trinkwasserverordnung zu einem Flächenproblem geworden.

Verursacht werden Nitratkonzentrationen im Grundwasser von über 25 mg/l in den meisten Fällen durch landwirtschaftliche Kulturmaßnahmen. Daten, die dies belegen, liefern die Basismeßstellen in Baden-Württemberg, die zur Beobachtung des Grundwassers eingerichtet wurden und so ausgewählt sind, daß eine Beeinflussung seitens landwirtschaftlicher Maßnahmen ausgeschlossen ist. In gering mineralisierten, nicht reduzierenden Grundwässern werden Werte bis $10 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$ gemessen (Grundgebirge, Buntsandstein) und in höher mineralisierten, nicht reduzierenden Grundwässern bis $20 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$ (KÖHLER, 1987).

Parallel dazu zeigt eine Zusammenstellung bei STREBEL et al. (1986), daß bei intensiver ackerbaulicher Nutzung die mittlere Nitratkonzentration der Grundwasserneubildung auf Lößböden zwischen 30 und 60 mg/l und auf Sandböden zwischen 60 und 130 mg/l liegt.

Da landwirtschaftliche Kulturmaßnahmen die wichtigste Ursache zu hoher Nitratkonzentrationen sind, müssen in Einzugsgebieten von Trinkwasserversorgungsanlagen Nutzungseinschränkungen vorgenommen werden, wenn eine nachhaltige Senkung des Nitratgehalts unter den genannten Grenzwert erzielt werden soll. Diese Nutzungseinschränkungen sollten standortsabhängig und nicht pauschal für ein ganzes WSG vorgenommen werden, da die Nitratauswaschung nicht nur von der Nutzung, sondern auch von Boden- und Klimafaktoren beeinflußt wird.

*)

Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Albert-Str.5, 7800 Freiburg i.Br.

2. Beurteilung der potentiellen Nitratauswaschungsgefahr in Wasserschutzgebieten

Der Nitrataustrag aus dem Wurzelraum an einem Standort ist von 3 Faktoren abhängig:

- Klima
- Boden- und Grundwasserflurabstand und
- Nutzung.

Innerhalb eines Wasserschutzgebietes (WSG) sind in der Regel ähnliche klimatische Voraussetzungen gegeben. Klimafaktoren können daher bei einer relativen Bewertung der standortsabhängigen Nitratauswaschungsgefahr innerhalb eines Wasserschutzgebietes unberücksichtigt bleiben. Die Einbeziehung des Klimas in ein Bewertungsschema (vgl. AG BODENKUNDE 1982) setzt im übrigen voraus, daß der Nitrataustrag (kg/ha) mit zunehmendem klimatischem Wasserbilanzüberschuß stärker als die Sickerungsrate (Grundwasserneubildung) ansteigt (denn entscheidend ist ja die Nitratkonzentration des Sickerwassers). Dies ist aber nicht bewiesen.

Es erscheint aus diesen Gründen berechtigt, sich bei der Beurteilung der potentiellen Nitratauswaschungsgefahr landwirtschaftlich genutzter Standorte innerhalb eines WSG ausschließlich auf den Faktorenkomplex "Boden und Grundwasserflurabstand" zu stützen. Damit ist allerdings keine quantitative Vorhersage der Nitratkonzentration des Sickerwassers möglich, die eine langjährige Forschung in einem WSG voraussetzen würde (BÖTTCHER u. STREBEL, 1985). Alternativ dazu bietet die hier vorgeschlagene, qualitative Einstufung von Flächen in einem WSG auf der Grundlage einer Bodenkartierung die Möglichkeit, nach kurzer Zeit mit Sanierungsmaßnahmen an den relativ ungünstigsten Standorten anzusetzen, bzw. die Nutzungseinschränkungen je nach den Standortverhältnissen zu differenzieren.

In Tabelle 1 wird ein Bewertungsschlüssel vorgestellt, in den folgende Faktoren eingehen:

- nFK : mit steigender nFK nimmt die Häufigkeit und das Ausmaß der Tiefensickerung ab, wodurch sich die Gefahr der Nitratauswaschung verringert.
- Grundwasserflurabstand: liegt die Grundwasseroberfläche stets in einer feinkörnigen Deckschicht und nicht tiefer als 2 m, so ist im Vergleich zu anderen Standorten mit einer höheren Verdunstung und somit geringeren Grundwasserneubildung zu rechnen, was letztlich eine geringere Gefahr für die Nitratauswaschung bedeutet; liegt die Grundwasseroberfläche jedoch in einer sandigen und kiesigen Schicht ohne kapillare Verbindung zum Wurzelraum für einen

Rücktransport des Wassers in sommerlichen Trockenperioden, dann erhöht sich die Grundwasserneubildung, und die Gefahr der Nitratauswaschung steigt.

- Mächtigkeit einer feinkörnigen Deckschicht: ist die Mächtigkeit einer feinkörnigen Deckschicht aus Schluff oder Lehm über Sand, Kies oder durchlässigem Festgestein größer 2 m, so senkt dies die Gefahr der Nitratauswaschung, da die Verlagerungszeit und somit die Möglichkeit der Nitratelimination durch Pflanze oder Denitrifikation erhöht wird.
- Trockenrisse: sie erhöhen die Gefahr der Nitratauswaschung, wenn sie bei einer Austrocknung des Bodens die Untergrenze des Wurzelraums erreichen.

Aus der Kombination dieser Kennwerte ist nach Tabelle 1 eine fünffach abgestufte Bewertung der Gefahr der Nitratauswaschung möglich.

3. Praktische Durchführung und landbauliche Konsequenzen

Nach Tabelle 1 wird jeder Boden individuell hinsichtlich seiner potentiellen Gefahr der Nitratauswaschung bewertet. Da ein WSG meist ein Mosaik vieler Böden mit unterschiedlichen Kennwerten ist, ist es unumgänglich, die einzelnen Böden in ihrer flächenhaften Verbreitung in einer feldbodenkundlichen Aufnahme zu erfassen und gegeneinander abzugrenzen. Aus den dabei gewonnenen und indirekt abgeleiteten Bodenkennwerten (AG BODENKUNDE 1982) wird die Einstufung nach Tabelle 1 vorgenommen. Da die Bodengrenzen bei der Kartierung festgelegt wurden, ist das Ergebnis der Einstufung in einer Karte darzustellen und können mit Hilfe eines Planimeters die Flächenanteile in einem WSG angegeben werden.

An eine solche Auswertungskarte, die die Flächen der jeweiligen Gefahrenstufe ausweist, müssen sich nun in WSG landbauliche Maßnahmen anschließen, die den Nitrataustrag aus dem Wurzelraum deutlich reduzieren.

Wie eingangs gezeigt wurde, liegt der Nitrataustrag bei der heute üblichen intensiven Landwirtschaft kaum unter, meist aber über 50 mg/l. Aus diesem Grunde wird sich eine Änderung der gegenwärtig üblichen Landwirtschaft in WSG in vielen Fällen kaum vermeiden lassen. Eine an der jeweiligen Gefahrenstufe orientierte Landwirtschaft kann nicht einheitlich festgelegt werden, sondern ist an speziellen örtlichen Gegebenheiten auszurichten. Ein Beispiel, das keinen Anspruch auf Verallgemeinerung erhebt, zeigt in Tabelle 2 Möglichkeiten auf, die über die in den Schutzgebietsverordnungen allgemein festgelegten Nutzungsbeschränkungen hinaus gehen. Hier sind die fünf Gefahrenstufen zu drei

Nutzungsstufen zusammengezogen, für die Düngerart und -menge und Nutzung genannt sind.

Obwohl gegenwärtig aus forstlich genutzten Böden noch keine verstärkte Nitratanreicherung des Sickerwassers zu erwarten ist, sind in Tabelle 4 mehrere nicht bodenspezifische Maßnahmen genannt, die bei ihrer Anwendung zu erhöhten Nitratausträgen führen können und deshalb in WSG zu unterlassen sind.

4. Zusammenfassung

Das Ziel, den Nitratgehalt im als Trinkwasser genutzten Grundwasser dauerhaft unter dem Grenzwert von 50 mg/l zu halten, erfordert in WSG in vielen Fällen eine Änderung der Landbewirtschaftung. Es wird ein Bewertungsschlüssel vorgestellt, der, ausgehend von in WSG einheitlichen klimatischen Bedingungen, eine relative Bewertung der standortsabhängigen NitratAuswaschungsgefahr auf der Grundlage von Bodenkarten erlaubt. Sanierungsmaßnahmen sollten an den relativ ungünstigsten Standorten ansetzen. Wieweit auch weniger ungünstige Standorte einzubeziehen sind, hängt vom Flächenanteil der jeweils ungünstigsten Standorte eines Einzugsgebietes, der tatsächlichen Nitratbelastung der Förderwässer und deren Entwicklung ab.

An einem Beispiel werden Empfehlungen zur landwirtschaftlichen Nutzung in einem WSG in Abhängigkeit von der NitratAuswaschungsgefahr vorgestellt. Solche Empfehlungen sind nicht zu verallgemeinern, sondern den örtlichen Verhältnissen anzupassen.

5. Literatur

- AG BODENKUNDE: Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Aufl., Hannover (1982).
- BÖTTCHER, J. und O. STREBEL: Die mittlere Nitratkonzentration in Sandgebieten in Abhängigkeit von der Bodennutzung. Wasser u. Boden. 37 (8), 383 - 387 (1985).
- KÖHLER, W.: Mündliche Mitteilung, 1987
- STREBEL, O., W.H.M. DUYNISVELD und J. BÖTTCHER: Vertikaler Stofftransport im Boden und Stoffverluste aus dem Wurzelraum ins Grundwasser. KALIBRIEFE (Büntehof) 18 (2), 93 - 105 (1986).

Tab. 1: Beurteilung der potentiellen Gefährdung des Grundwassers durch Nitrat-
auswaschung aus Böden

Gefährdungs- stufe (1)	nFK (2)	Trocken- risse (3)	Deck- schichtm. (4)	GW-Flur- abstand (5)	Sonstiges (6)
I	5		> 2 m	> 2 m	
			> 2 m	< 2 m	GW-Druckfläche in feinkörnigen Deckschichten mit geringem kf-Wert
II	5		< 2 m	> 2 m	
	3-4		> 2 m	> 2 m	
			> 2 m		Stauwasserböden mit nicht austrocknendem Unterboden
III	3-4		< 2 m	> 2 m	
	4-5		< 2 m	< 2 m	GW-Oberfläche in sandigen bis kiesigen Schichten
	≥ 3	+	> 2 m	> 2 m	
IV	3		< 2 m	< 2 m	" "
	2			> 2 m	
	≥ 3	+	< 2 m	> 2 m	
V	1				
	2			< 2 m	" "
	≥ 3	+	< 2 m	< 2 m	" "
Erläuterungen					
Spalte (1): Die Nitratauswaschungsgefahr nimmt unter sonst gleichen Voraussetzungen von der Gefährdungsstufe I bis V zu. Auch bei niedriger Gefährdungsstufe ist jedoch Nitratauswaschung mit dem Sickerwasser möglich.					
Spalte (2): Nutzbare Feldkapazität (nFK) für 0 - 1 m Tiefe 1 = < 50 mm 3 = 100 - 150 mm 5 = > 200 mm 2 = 50 - 100 mm 4 = 150 - 200 mm					
Spalte (3): Trockenrisse + = Bildung ausgeprägter Trockenrisse bis Untergrenze Wurzelraum					
Spalte (4): Mächtigkeit feinkörniger Deckschichten (Schluff, Lehm, Ton) über Sand, Kies oder durchlässigem Festgestein					
Spalte (5): mittlerer Grundwasserflurabstand					

Tab. 2: Vorschläge für die Landbewirtschaftung eines ackerbaulich genutzten WSG nach Gefährdungsstufen der potentiellen Nitratauswaschung und für in der Forstwirtschaft allgemein zu unterlassende Maßnahmen

Gefahrenstufe	Landwirtschaft	Forstwirtschaft
4 + 5	<p><u>Düngung:</u> keine Ausbringung von organischen Düngern wie z.B. Gülle; mineralischen Stickstoffdünger möglichst in geteilten Gaben nur während der Pflanzenaufnahme ausbringen. Unter Berücksichtigung der N_{min}-Werte maximal 80 kg N/ha/Jahr</p> <p><u>Nutzung:</u> am günstigsten Mähwiese, günstige Fruchtfolge: Getreide-Getreide-Winterraps mit Zwischenfrucht. Keine Weidenutzung, kein Mais, keine Hackfrüchte, keine Leguminosen, keine Sonderkulturen</p>	<p>für alle Flächeneinheiten:</p> <ul style="list-style-type: none"> - keine Düngung - keine Flächenkalkung
3	<p><u>Düngung:</u> wie vor, jedoch gesamte Stickstoffdüngermenge incl. N_{min}-Werte maximal 100 kg N/ha/Jahr</p> <p><u>Nutzung:</u> wie vor</p>	<ul style="list-style-type: none"> - kein Kahlschlag - keine Aufforstung von bisher landwirtschaftl. genutzten Flächen
1 + 2	<p><u>Düngung:</u> die Stickstoffdüngermenge sollte unter Berücksichtigung der N_{min}-Werte die Höhe des mittleren langjährigen Entzugs über das Erntegut nicht übersteigen, die organischen Dünger sollten nach ihrem Stickstoffgehalt bewertet werden und 50% der jährlich ausgebrachten Stickstoffdüngermenge nicht übersteigen. Die Ausbringung des Stickstoffdüngers sollte nur unmittelbar vor und während der Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen erfolgen</p> <p><u>Nutzung:</u> ideale Fruchtfolge: Getreide-Getreide-Winterraps; Mais nur in drei- und mehrgliedrigen Fruchtfolgen</p>	

Schwermetalle in der Bodenlösung ackerbaulich genutzter
Hafenschlick-Spülfelder in Abhängigkeit vom Versauerungs-
grad

von

Weitz, A., A. Gröngröft, B. Maaß u. G. Miehlich ¹

Problemstellung

Im Gebiet des Hamburger Hafens werden Elbsedimente gebaggert, auf Spülfeldern in Sand und Schlick getrennt, getrocknet und deponiert. Durch Bespülung entstandene Sandspülfelder wurden in den 50er und 60er Jahren z.T. mit Hafenschlickschichten unterschiedlicher Mächtigkeit überdeckt und in den folgenden Jahren in landwirtschaftliche Nutzung überführt. Hafenschlick ist humusreich (durchschnittlich 17% organische Substanz, 4,2% Stickstoff) und relativ kalkarm (ca. 3,2% CaCO₃). Durch Reifung entsteht aus dem Schlick ein lehmiger Boden (im Mittel 27% Ton, 53% Schluff, 20% Sand) (MIEHLICH et al. 1986).

Die hohe Schadstoffbelastung der Hamburger Hafenschlick ist seit Beginn der 70er Jahre bekannt (FÖRSTNER & MÜLLER 1974, LICHTFUSS 1977). Probleme der Verwendung, Deponierung und Zwischenlagerung von Hafenschlick werden in einem umfangreichen Untersuchungsprogramm bearbeitet (FREIE UND HANSESTADT HAMBURG 1984). Der Teilbereich "Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfelder" wird am Ordinariat für Bodenkunde untersucht (MIEHLICH et al. 1984, 1985). Die Schwermetallaufnahme in Kulturpflanzen von Hafenschlick-Spülfeldern wurden am Bodentechnologischen Institut Bremen untersucht (HERMS et al. 1986). Erste Ergebnisse dieser Arbeitsgruppen zeigten, daß die allmähliche Versauerung alter Hafenschlick-Spülfelder besondere Probleme aufwirft.

¹Ordinariat für Bodenkunde der Universität Hamburg
Allende Platz 2, D-2000 Hamburg 13

Untersuchungsansatz

Über die Feststellung der Elementgehalte (Haupt- und Spurenelemente, Schwermetalle) in den Bodenlösungen unterschiedlich versauerter Hafenschlick-Spülfelder soll der Einfluß der Bodenreaktion auf die Bodenlösungszusammensetzung geprüft werden. Die Beprobung bestimmter Profiltiefen soll Aufschluß über Elementverlagerungen geben. Als weitere, die Lösungszusammensetzung beeinflussende Faktoren wurden Substratbelastung und Feuchtebedingungen in den Profilen erfaßt.

Für die Untersuchung wurden Hafenschlick-Spülfelder unterschiedlichen Versauerungsgrades, aber vergleichbarer Schichtung, gleichen Alters und ähnlicher Nutzung ausgewählt. Eine vergleichende Standortübersicht gibt Abb.1. Die vorgestellten Versuchsflächen E1-E3 liegen auf dem Spülfeld Moorburg-Ellerholz in der südlichen Hamburger Elbmarsch.

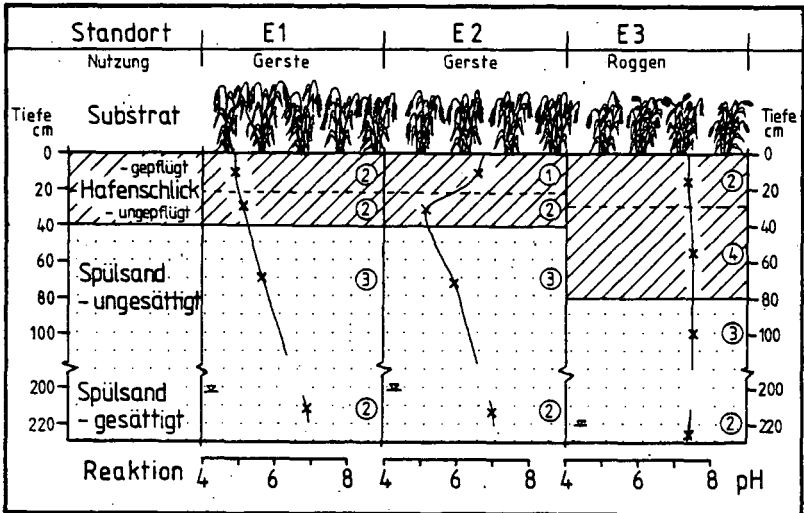


Abb.1: Standortübersicht zu Nutzungsform, Profilaufbau und Bodenreaktion (CaCl_2) der Versuchsflächen E1 - E3

E1 und E2 befinden sich in demselben Spülpolder und unterscheiden sich lediglich in ihrer pH-Tiefenfunktion. Im Schlick des Standortes E1 ist die Reaktion nach Entkalkung bis pH 4,9 abgesunken, in E2 wurde die Bodenreaktion durch Meliorations- und folgende Unterhaltungskalkungen wieder auf pH 6,6 angehoben. E3 liegt auf

einem benachbarten Spülpolder, hat eine mächtigere Schlickschicht und noch neutrale Bodenreaktion (pH 7,4). Die Flächen werden ackerbaulich genutzt. Im Versuchsjahr 1985 wurden Gerste (E1, E2) und Roggen (E3) angebaut, 1986 lagen die Meßparzellen brach.

Die Bodenlösung wurde mittels keramischer P-80-Kerzen im Unterdruckverfahren gewonnen. Es sind vier Horizonte beprobt worden (Ap, ungestörter Schlick, wasserungesättigter Sand, wassergesättigter Sand), die eingekreisten Zahlen in Abb.1 geben die Menge der jeweils installierten Entnahmestellen an. Abwechselnd sind Lösungen für die Anionen- und die Kationenanalysen gewonnen worden. 1985 wurde von Januar bis März in 14-tägigem Rhythmus, dann bis August im 4-wöchigem Rhythmus beprobt. 1986 erfolgten je Analysenserie 4 Probenahmen. Hier wird über die Schwermetallgehalte in der Bodenlösung von Hafenschlickten berichtet. Eine umfassende Darstellung der Untersuchung ist WEITZ (1986) zu entnehmen.

Ergebnisse und Diskussion

Eine Übersicht über einige Feststoffcharakteristika im Oberboden der Standorte (bis 1m Tiefe) gibt Tab 1. Die untersuchten Hafenschlicke sind durch einen hohen Feinkornanteil gekennzeichnet, die festgestellten Bodenarten liegen im Bereich lt und tL. Im Ap des Standortes E3 erfolgte durch Einpflügen von Material eines

Standort	Substrat	% T	% U	% S	pH CaCl ₂	C _t	% N _t	CaCO ₃ %	Cd ppm	Cu ppm	Pb ppm	Zn ppm
E1	Schlick (Ap)	49,5	49,4	1,1	4,9	13,2	5,7	<0,5	7,0	209	207	1021
	Schlick	35,9	63,0	1,0	5,1	12,9	4,8	<0,5	7,8	230	216	1106
	Sand	0,0	0,3	99,7	5,7	n.b.	n.b.	n.b.	0,1	3	6	25
E2	Schlick (Ap)	49,9	49,3	0,8	6,6	12,8	5,7	1,3	7,7	218	214	1090
	Schlick	48,7	50,7	0,6	5,1	12,9	5,4	<0,5	7,4	241	237	1417
	Sand	0,0	0,3	99,8	5,9	n.b.	n.b.	n.b.	<0,1	<2	7	24
E3	Schlick (Ap)	31,6	30,8	37,7	7,3	7,4	2,7	1,7	10,1	271	225	1223
	Schlick	49,3	48,3	2,4	7,4	9,8	4,3	3,3	15,3	320	340	1930
	Sand	0,8	0,2	99,0	7,5	n.b.	n.b.	1,4	0,1	2	7	21
Francop	Oberer Klei	46,2	48,9	5,0	6,4	3,8	n.b.	<0,5	0,5	24	38	100

n.b. = nicht bestimmt

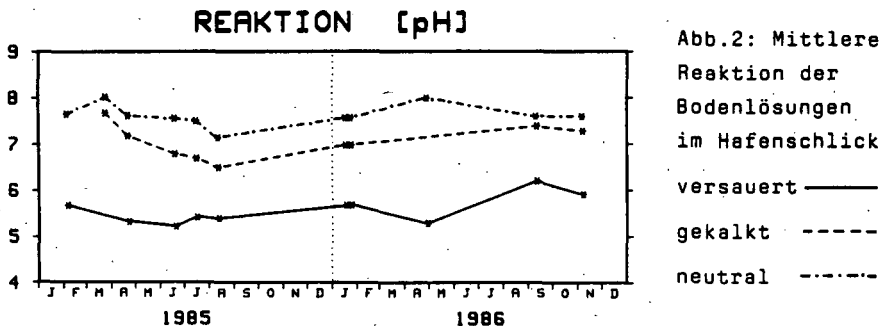
Tab.1: Bodenkennwerte und Schwermetallgehalte in den Standorten

nahegelegenen Sandspüldammes eine Magerung des Schlickes. Die Böden weisen ein enges C_{org}/N_t -Verhältnis auf (11-16), E2 und E3 sind durch geringe Kalkgehalte gekennzeichnet. Die hohe Schwermetallbelastung der Hafenschlicker ergibt der Vergleich mit einem Elbmarschsediment vergleichbarer Korngrößenzusammensetzung (oberer Klei aus Francop). Die untersuchten Schlicker zeigen hohe Gefügestabilität und ausgeprägte Schrumpfrissbildung, wodurch ein hoher Anteil der Versickerung durch die Schlickerschicht in schnell drainierenden Makroporen abläuft (MELCHIOR 1985). Insgesamt sind die Bodenmerkmale der Meßflächen, mit Ausnahme des pH-Wertes so ähnlich, daß der Einfluß der Versauerung auf die Zusammensetzung der Bodenlösung untersucht werden kann.

Für die in Abb.2 und 3 dargestellten Zeitreihen wurden die parallel gewonnenen Bodenlösungen der gesamten Schlickerschicht pro Probenahmetermin gemittelt. Die maximale Zahl der parallel entnommenen Proben ist Abb.1 zu entnehmen. Zeitweise konnte in einzelnen Saugkerzen keine Lösung gewonnen werden. Der Kurvenverlauf jeder Einzelkerze zeichnet auf unterschiedlichem Niveau den Gang der gemittelten Zeitreihe nach.

Die in Abb.2 und 3 dargestellten Kurven werden in zwei Schritten diskutiert. Zuerst soll auf Niveauunterschiede zwischen den Standorten und dann auf die Ganglinien der Konzentration von Cd und Zn eingegangen werden.

Die pH-Werte der Bodenlösungen (Abb.2) liegen im Mittel 0.3-1.1 pH-Einheiten über den Feststoff-pH-Werten ($CaCl_2$) und zeigen eine deutliche standortspezifische Differenzierung in sauer (E1), schwach sauer bis neutral (E2), neutral bis schwach basisch (E3).



Die mittleren Cd- und Zn-Gehalte in den Bodenlösungen (Abb.3) lassen ebenfalls deutlich unterschiedliche Konzentrationsniveaus zwischen den Standorten erkennen. Die Cd-Gehalte in den Lösungen des versauerten Standortes liegen im Mittel bei 20 ppb, die der gekalkten Fläche bei im Mittel 6.8 ppb, während die Konzentrationen des neutralen Standortes im Durchschnitt bei nur 1.3 ppb liegen. Für Zn wird ein mittleres Konzentrationsniveau von ca. 4.000 ppb auf der versauerten, 1.400 ppb auf der gekalkten und 180 ppb auf der neutralen Fläche festgestellt. In dieser Mittelwertbildung sind die in der versauerten Fläche auftretenden Extremwerte nicht miteinbezogen. Cd und Zn zeigen ein erwartetes pH-beeinflußtes Löslichkeitsverhalten mit zunehmender Mobilisierung bei sinkender Reaktion von Böden und Bodenlösung. Das mittlere Konzentrationsniveau übersteigt für beide Schwermetalle

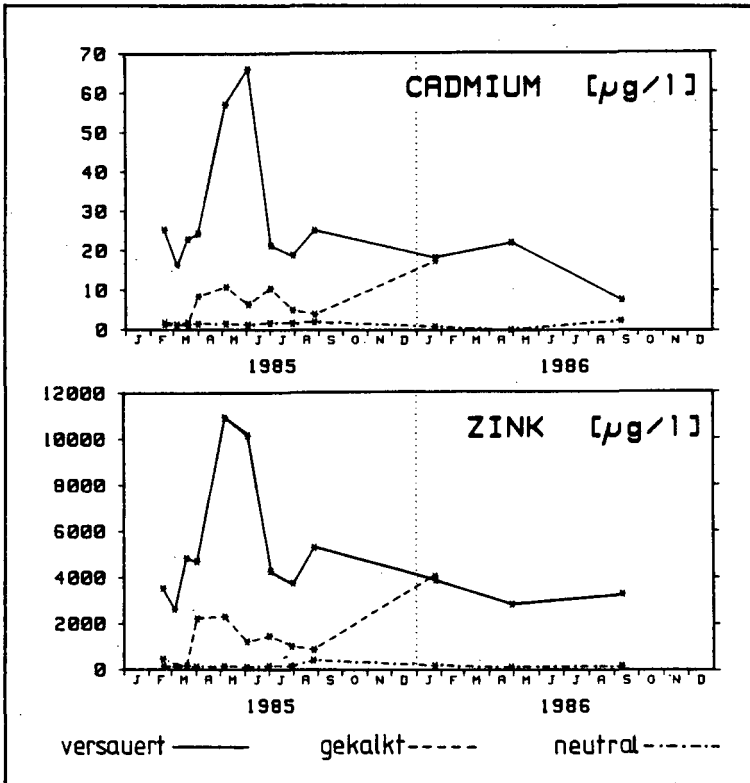


Abb.3: Mittlere Cd- und Zn-Gehalte in den Bodenlösungen

auf der versauerten Fläche die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung bei weitem. Eine deutliche Cd- und Zn-Verlagerung bis in die wassergesättigten Profildbereiche konnte auf diesen Flächen festgestellt werden. Die Cu- und Pb-Konzentrationen zeigen keine Reaktion auf die pH-Unterschiede der Standorte.

Von April bis Mai 1985 ist im versauerten Standort ein deutlicher Anstieg der Cd- und Zn-Gehalte sichtbar (Abb.3), Ende Juni werden die mittleren Niveaus wieder erreicht. Parallel dazu wurden erhöhte Nitrat- und Sulfat-Gehalte in den Lösungen festgestellt. Dieser Gang im Jahresverlauf entsteht durch die Überlagerung von Düngung und verstärkt einsetzender biologischer Aktivität bei steigender Bodentemperatur und günstiger Bodenfeuchte- und -belüftung. Möglicherweise tritt eine Oxidation primär mit dem Schlick abgelagerter Sulfide ein. Unter den das Bodenmilieu andersartig beeinflussenden Bedingungen der Brache und möglicherweise auch aufgrund der geringeren Beprobungshäufigkeit konnten 1986 keine Konzentrationserhöhungen festgestellt werden.

Die Auswirkungen erhöhter Bodenwassergehalte wurden durch Bewässerungsversuche überprüft. Abb.4 zeigt die auf der Fläche E1 im Versuchsjahr 1985 mit Hilfe einer Neutronentiefensonde ermittelten Bodenwassergehalte der Schlickschicht in Vol%. Mit der Bewässerung wurden ab Mai wöchentlich ca. 30 mm auf eine Teilfläche des Standortes aufgegeben. Die ermittelten Cd-Gehalte der Porenlösungen aus der bewässerten und unbewässerten Teilfläche zeigen keine eindeutige Konzentrationsbeeinflussung durch künstlich erhöhte Bodenwassergehalte.

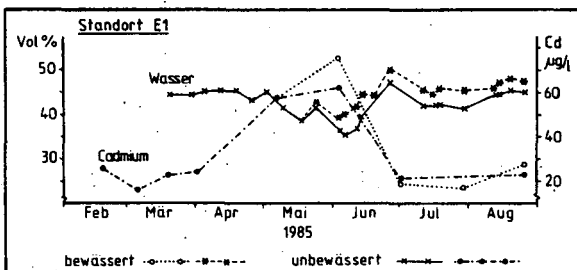


Abb.4: Vergleich der unter bewässerten und unbewässerten Bedingungen ermittelten Bodenwassergehalte und Porenlösungskonzentration von Cd.

Die Abhängigkeit der Schwermetallgehalte von der jeweiligen Porenwasserreaktion wurde mit einer Exponentialfunktion geprüft. Im untersuchten Reaktionsbereich korrelieren Cd und Zn hochsigni-

fikant ($r=-.885$; $r=-.880$), Cu schwach signifikant ($r=-.366$) und Blei nicht mit dem pH-Wert der Bodenlösung (vgl. Abb.5). Die hier gewonnenen Ergebnisse stehen im Einklang mit den von HERMS (1982) in Modellversuchen erzielten Aussagen. Durch die kombinierte Wirkung weiterer Faktoren variieren jedoch die Gehalte in der Bodenlösung bei gleichem pH-Wert erheblich. Neben den oben genannten beeinflussenden Faktoren muß damit gerechnet werden, daß die gemessenen pH-Werte der Bodenlösung durch die Probenahme-technik (Saugkerzen) beeinflusst werden. Beim derzeitigen Stand der Auswertungen können die varianzbestimmenden Faktoren nicht eindeutig zugeordnet werden. Unterschiedliche Bodenwassergehalte tragen nur untergeordnet zur Varianz bei.

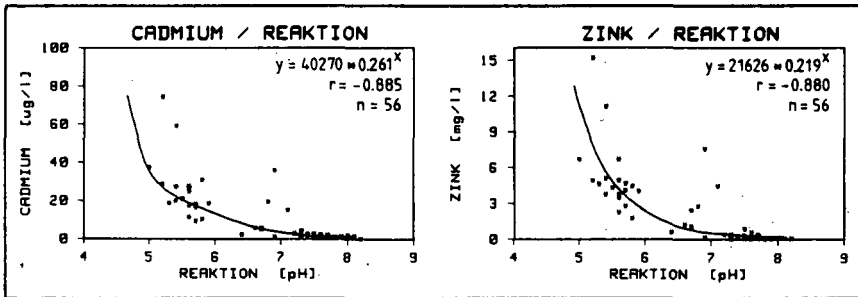


Abb.5: Korrelationen zwischen der Reaktion der Bodenlösung und den jeweiligen Cd- bzw. Zn-Konzentrationen.

Zusammenfassung

Drei unterschiedlich versauerte Standorte auf landwirtschaftlich genutzten, schwermetallbelasteten Hafenschlick-Spülfeldern wurden hinsichtlich des Bodenwassergehaltes und der Zusammensetzung der Bodenlösung untersucht. Es zeigte sich eine signifikante Korrelation zwischen der Cadmium- bzw. Zink-Löslichkeit und dem pH-Wert der Bodenlösung. Auf dem sauren Standort (pH CaCl₂ 5.0) wurden Bodenlösungskonzentrationen von bis zu 66 ppb Cd und 11.000 ppb Zn ermittelt. Im Jahresverlauf wurden stark schwankende, bei Cd und Zn aber synchron verlaufende Bodenlösungsgehalte festgestellt. Durch Meliorationskalkungen wurde die Cd- und Zn-Mobilität vermindert. Die Pb- und Cu-Gehalte der Lösungen zeigten in den untersuchten Reaktionsbereichen keine eindeutige Korrelation zum pH-Wert. Durch künstliche Erhöhung des Bodenwassergehaltes konnte kein Einfluß auf die Schwermetalllöslichkeit festgestellt werden.

Literatur

- FÖRSTNER, U. & G. MÜLLER (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. Springer Verlag Berlin-Heidelberg-New York.
- FREIE UND HANSESTADT HAMBURG, AMT FÜR STROM- UND HAFENBAU (1984): Fachseminar Baggergut (Veröffentlichung der Inhalte einer Vortragsveranstaltung vom 27.2.-1.3.84, Hamburg).
- HERMS, U. (1982): Untersuchungen zur Schwermetalllöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und Stoffbestand. Diss. Kiel.
- HERMS, U., R. BARTELS, B. SCHEFFER & E. PLUQUET (1986): Untersuchungen zu landbaulichen Nutzbarkeit ehemaliger Spülfelder aus Hafenschlick im Raum Hamburg. Hrsg. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.
- LICHTFUSS, R. (1977): Schwermetalle in den Sedimenten schleswig-holsteinischer Fließgewässer - Untersuchungen zu Gesamtgehalten und Bindungsformen. Diss. Kiel.
- MELCHIOR, S. (1985): Landschaftsökologische Untersuchungen zur Rekultivierung von Hafenschlick-Spülflächen. Teilbereich: Bodenwasserhaushalt. Unveröff. Diplomarbeit, Hamburg.
- MIEHLICH, G. et al. (1984): Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülflächen. 2. Zwischenbericht an das Amt für Strom- und Hafenbau, Hamburg.
- MIEHLICH, G., B. MAASS & A. GRÖNGRÖFT (1985): Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfelder. I. Problem und Untersuchungsansatz. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43/I, 266-270.
- MIEHLICH, G., A. GRÖNGRÖFT, T. KLEINEIDAM-BRUNSSEN & B. MAASS (1986): Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülflächen - Francop-Bericht. 2 Bde., unveröff., Hamburg.
- WEITZ, A. (1986): Sickerwasserinhaltsstoffe alter, landwirtschaftlich genutzter Hafenschlick-Spülfelder in Abhängigkeit von Versauerungsgrad und Wasserhaushalt. Unveröff. Diplomarbeit, Hamburg.

Heidekultivierung und Aufforstung im Herzogtum
Arenberg / Meppen

von

Wetzel, K.-F. ⁺

1. Einleitung

Das Herzogtum Arenberg / Meppen liegt im heutigen Kreis Emsland und fällt mit den Grenzen der ehemaligen Kreise Meppen und Aschendorf zusammen. Wie auch in anderen Teilen Norddeutschlands, begann hier nach Markenteilungen in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts die Aufforstung der Heide. Um die nötige Bodenbearbeitung zu beschleunigen, wurde ab 1872 ein Dampfflug eingesetzt. Die gesamte, im Zusammenhang mit der Dampfplügerei von der Herzoglichen Domänenverwaltung, der Oberförsterei und der jeweiligen Revierförster geführte Korrespondenz, Lohnbescheinigungen und Rechnungen sind heute im Staatsarchiv Osnabrück zusammengefaßt. Dort wurde das Material für diese Untersuchung aufgearbeitet.

2. Die Naturlandschaft

Das Gebiet des Herzogtums läßt sich in zwei unterschiedliche geologische Einheiten aufteilen. Einmal die Grundmoränenareale der Geest mit dem überlagernden Geschiebedecksand, zum anderen die Talsandareale der Niederungen mit den z.T. darauf gewachsenen organogenen Sedimenten (WOLDSTEDT u. DUPHORN, 1974; SCHRÖDER, 1978). Auf diesen zumeist sandigen Substraten ist Wald seit ca. 10.000 bp die natürliche Vegetation (FIRBAS, 1952; ELLENBERG, 1978). Trotzdem zeichnete sich das Gebiet zu Beginn des vorigen Jahrhunderts durch nahezu völlige Waldfreiheit aus (HESMER u.

⁺Institut für Bodenkunde, Von-Siebold-Str. 4, 3400 Göttingen

SCHRÖDER, 1963; PYRITZ, 1972). Bis auf die unzugänglichsten Teile der ausgedehnten Moore, der als Grünland genutzten ehemaligen Brüche und der Esche wurde das ganze Gebiet von Heide bedeckt. Im Amt Meppen gab es um 1780 nur 70 ha oder 0.03% der Landesfläche Hochwald.

Die Waldlosigkeit hängt mit der Wirtschaftsweise des Heidebauerntums zusammen. Seit dem frühen Mittelalter wurde hier die Plaggendüngung praktiziert (BEHRE, 1980). PYRITZ (1972) brachte den Nachweis, daß Plaggenhauen im Verein mit Schafweide zur Vernichtung der Wälder und Ausbreitung der Heide in Norddeutschland geführt hat. Vor allem silikatarme Sande wurden durch die stark komplexierenden bzw. chelatisierenden Hydrochinone aus Rohhumusauflage und Wurzeln stark podsoliert und haben oft einen zu Orterde oder Ortstein verfestigten Bsh-Horizont.

3. Die Agrarlandschaft

HAUSHOFER (1963) läßt den Beginn des technischen Zeitalters mit dem Ende der napoleonischen Ära zusammenfallen. Die steigende Nahrungsmittelnachfrage der wachsenden Bevölkerung machte eine strukturelle Änderung der Landwirtschaft erforderlich. Vom freien Eigentum an Grund und Boden versprach man sich die nötige Produktivitätssteigerung. Den Weg dazu sollten in Hannover Verordnungen zur Teilung der Marken (12.8.1835) und die Befreiung der Bauern von Abgaben an den Grundherren ebnen (Ablöseverordnung vom 23.7.1829). Im Herzogtum Arenberg / Meppen ließen strukturelle Veränderungen in der Landwirtschaft trotz der vorhandenen gesetzlichen Grundlagen auf sich warten. Die ersten Markenteilungen erfolgten ab 1859 in Sögel und Vrees, die letzte 1926 (BÖCKENHOFF-GREIVING, 1929). In ihrer Eigenschaft als Markenrichter stand den Herzögen von Arenberg bei Markenteilungen das alte Recht auf 'tertia marcalis' zu. Zwischen 1861 und 1901 brachte den Herzögen dieses Recht ca. 131.000 RM sowie 5.000 ha Land. Des weiteren beliefen sich ihre Einnahmen aus dem Zehnten und dessen Ablösung für den Zeitraum von 1803 bis 1894 auf 836.000 RM (BÖCKENHOFF-GREIVING; 1929).

Der Ausbau des Verkehrsnetzes, der Bergbau und die Industrie

ließen im frühen Industriezeitalter den Bedarf an Nutzholz und damit auch die Preise dafür hochschnellen (HASEL, 1985). Alleine im Jahr 1871 wurden in Emden, Leer und Papenburg 57.000 Lasten Holz (1 Last = 2t) eingeführt (BURCKHARDT, 1872). In zahlreichen Publikationen wurde darauf hingewiesen, daß forstliche Nutzung einen guten Ertrag erwarten ließ. Die Herzöge von Arenberg waren daher bestrebt, die ihnen als *tertia marcalis* zufallenden Markenteile durch Ankauf weiterer Flächen möglichst zu geschlossenen Arealen zusammenzulegen und aufzuforsten.

4. Das Dampfplügen

Die erste Fläche, die aufgeforstet werden sollte, lag im Osterbrock bei Meppen und war 2.600 Morgen groß. Wie Oberförster CLAUDITZ schreibt¹, bestand das Gebiet "... bis auf etwa 150 Morgen Sanddünen und nassen Niederungen aus Heideboden mit 8 bis 10 Zoll starkem Heidehumus, darunter gelber Sand, welcher durchweg in einer Tiefe von 20 bis 30 Zoll in horizontaler Lage eine 2 bis 8 Zoll starke oft steinharte Schicht enthält, auf einzelnen Flächen finden sich diese festen Sandschichten sogar in 2 und 3 Lagen übereinander." Wie solche Flächen mit kräftigen Podsolen und Auflagehumus zu bearbeiten waren, war dem Oberförster CLAUDITZ genau bekannt. "... So nachtheilig eine zu tiefe Bodenlockerung in den älteren Formationen unserer Erdbildung für die Holzkulturen in manchen Fällen ist, ..., ebenso vortheilhaft hat sich für unsere jüngsten Bodenbildungen - ... - eine tiefe Bodenbearbeitung stets herausgestellt. Unbedingt scheint letztere aber da nothwendig, wo feste Schichten die Zirkulation der Luft und Feuchtigkeit im Boden hemmen und bald große Bodentrockniß, bald stagnierendes Wasser dem Holzwuchse verderblich werden. Beide Übel sind nach dem Durchbrechen der festen Schichten sofort gehoben,"

Bei den weiten zur Aufforstung anstehenden Flächen kam eine Bodenbearbeitung von Hand nicht in Frage, da sie zu teuer und zu langsam war. Daher wurde zunächst mit Pferden gepflügt. Ein solcher 16 (!) spänniger Pflug griff etwa 25 Zoll tief und arbeitete für 7 Th pro Morgen. Aufmerksam gemacht durch den

¹ St.A. Osnabrück, Dep. 62 b, Nr. 4921

erfolgreichen Einsatz in den Magdeburger Rübenanbaugebieten, begann CLAUDITZ Erkundigungen über Dampfpflüge einzuziehen. Am 23. März 1872 legte er der Domänenverwaltung einen Kostenvoranschlag für den Betrieb eines Fowler'schen Zwei-Maschinen-Systems vor.

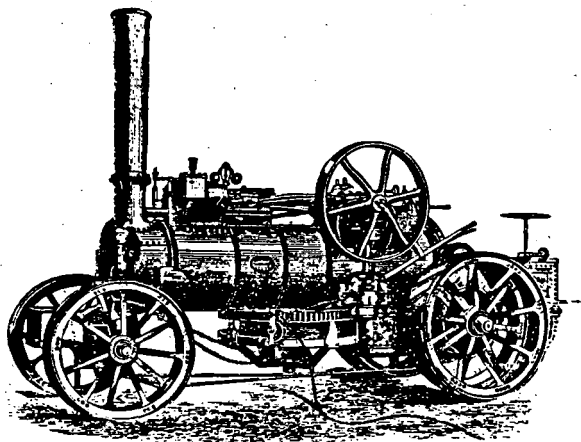


Abb. 1: Fowler's Pfluglokomotive aus KAISER (1982, S.73)

Der errechnete Pflugpreis lag für eine Fläche von 3000 Morgen bei $4\frac{2}{3}$ Th pro Morgen und war damit wesentlich niedriger als der des Pferdepfluges. Außerdem lag die Arbeitsgeschwindigkeit höher und der Boden wurde gegenüber streifenweiser Bearbeitung mit Pferden vollständig umgebrochen. Am 16. April 1872 erteilte der Herzog Oberförster CLAUDITZ die Erlaubnis zum Kauf des Dampfpfluges, und am 27. August wurden die Kultivierungsarbeiten im Osterbrock mit dem mit der Firma Fowler konstruierten Pflug aufgenommen.¹ Über das Pflugresultat schreibt CLAUDITZ folgendes: "...Wegen der Stellung des Streichbrettes, welches mit dem horizontalen Pflugbalken einen Winkel von etwa 20 Grad bildet, ist die Lage der in einer Breite von 52 cm umgebrochenen Erdschollen eine schräg aufsteigende, und da diese Schollen von je 2 Furchen in ihrer Lage sich kreuzen, so ist die Erdmischung von der Furchensole bis zur Oberfläche eine völlig gleichmäßige...".¹

¹ St.A. Osnabrück, Dep. 62 b, Nr. 4916

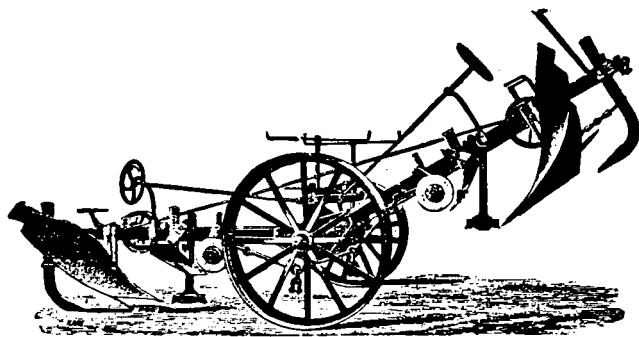


Abb. 2: Pflug "Meppen" aus KAISER (1982, S.65)

Dieser Pflug war mit einem Tiefgang von 55 cm plus 26 cm Tiefenlockerung durch Grubber der erste, bislang unbeachtet gebliebene funktionstüchtige Tiefpflug überhaupt. Mit ihm wurden in den folgenden Jahren über 2.200 ha tiefgepflügt.

Jahr	von	bis	Tage	Hektar
1872	28.8.	10.12.	80	123,80
1873	10.4.	28.11.	150	228,34
1874	7.4.	28.11.	135	200,00
1875	1.4.	26.11.	149	227,20
1876	1.4.(?)	10.11.(?)	?	243,00
1877	24.4.	7.11.	142	212,18
1878	26.4.	27.10.	?	193,00
1879	1.4.	26.10.	?	250,00
1880	1.4.	13.10.	?	200,00
1881	1.4.	9.10.	?	232,98
1889	13.7.	13. 9.	37	100,52
				2.211,02

Tab. 1: Pflugleistung in den Jahren 1872 bis 1889

Trotz der vielen unerwarteten Probleme war der Einsatz des Dampfpluges ein voller Erfolg. Die Betriebskosten lagen nur unerheblich über den veranschlagten und der aufgeforstete Wald wuchs gut, wie sich an Hand von Archivmaterial zeigen ließ.¹

¹ St.A. Osnabrück, Dep. 62 b, Nr. 4972

Schon wenige Jahre nachdem im Herzogtum Arenberg / Meppen die Tiefpflugtechnik entwickelt worden war, wurden in vielen anderen Teilen Norddeutschlands Dampfpflüge zur Heidekultivierung eingesetzt. JÜTTNER (1959) stellt fest, daß der Fowler'sche Dampfpflug um die Jahrhundertwende Pferdepflüge bei der Ödlandkultivierung verdrängt hatte. In der Zwischenzeit waren in ganz Norddeutschland gewaltige Heideflächen auf geteiltem Markengrund aufgeforstet worden. Ohne den tiefgreifenden Dampfpflug wären die weiten Flächen mit z.T. ortsteinhaltigen Böden in so kurzer Zeit nicht aufzuforsten gewesen. Sein Vorhandensein ab 1872 muß daher als eine Voraussetzung für die schnelle und großflächige Aufforstung im Norddeutschland des späten 19. Jahrhunderts angesehen werden. Damit möchte ich der technischen Entwicklung bei der Veränderung der Agrarlandschaft einen höheren Stellenwert beimessen, als es in der Literatur bisher geschah.

Verzeichnis der vollständigen Literatur und Archivalien bei:

WETZEL, K.-F. (1986): Heidekultivierung und Aufforstung im Herzogtum Arenberg / Meppen. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Göttingen.

Unterschiedliche Sondierverfahren und ihre
Interpretationsfähigkeit für die Landwirtschaft

von

Wolff, R., W.D. Kneib u. B. Schemschat⁺)

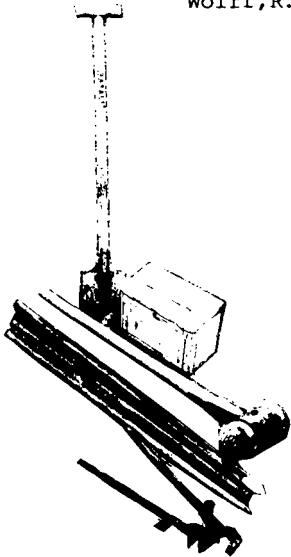
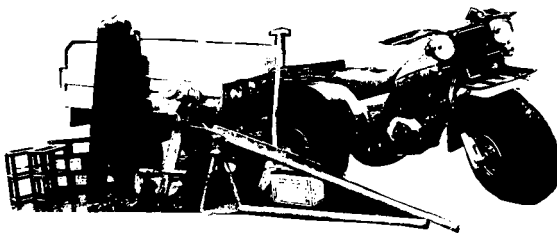


ABB. 1 GERÄTEEINSATZ

PUERCKHAUER,
NUTENSTANGE



RAMMKERNSONDE Ø 80 mm
RAMMKERNSONDE Ø 150 mm



PROFILGRUBE

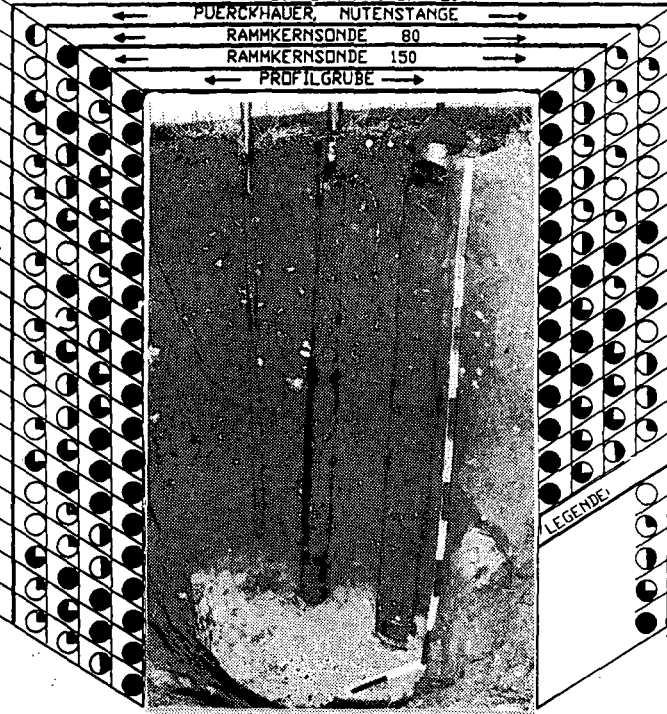
* BUERO FUER BODENBEWERTUNG
2300 KIEL 14 REHSENWEG 75

ABB. 2 ERFASSBARKEIT VON BODENMERKMALEN

SICHERUNG DER VERTIKALEN REPRÄSENTANZ DURCH MIN. 2m SONDIERUNG

LATERALE REPRÄSENTANZ			
PUERCKHAUER	R 80	R 150	PROFILGRUBE

HANDWERKLICHE ERFASSBARKEIT
PUERCKHAUER, NUTENSTANGE



- HORIZONTMERKMALE**
- TIEFE DES GRENZVERLAUFS
 - VERLAUF DER GRENZLINIE
 - FARBANSPRACHE, HUE, VALUE, CHROMA
 - FARBANTEIL UND DESSEN VERTEILUNG
 - FARBESONDERHEITEN, ORIENTIERUNG
 - KONKRETIIONEN
 - SKELETT
 - STEINE
 - KIES
 - EINMISCHUNGEN BAU- KULTURSCHUTT,
 - SPUELGUT
 - EINGEMISCHT, AUFGESCHUETTET
 - FEIN- GROBGESCHICHTET
 - ORGANISCHE RESTE, ZERSETZT
 - KOERNUNG
 - FEINE STREIFEN, FEINE LINSEN
 - GROBE STREIFEN, GROBE LINSEN
 - HUMUS, QUALITAET, QUANTITAET
 - ORG. SUBST. > 30% ZERSETZUNG
 - FESTIGKEIT

- HORIZONTMERKMALE**
- GEFUEGE UND DESSEN %-ANTEIL
 - GRUNDGEFUEGE, VERFESTIGUNGSGRAD
 - MAKROGEFUEGE, AGGREGATGROSSE
 - RISSBREITE
 - LAGERUNGSART
 - FEUCHTESTUFEN
 - FEINWURZELN, GROBWURZELN
 - CARBONAT
 - CARBONAT NESTERARTIG VERTEILT
 - PEDDGENESE
 - GEDDGENESE
 - PROBENNAHME
- | | |
|--|---------------------|
| | NICHT ERFASSBAR |
| | LEWIG ERFASSBAR |
| | TEILWEISE ERFASSBAR |
| | NAHEZU ERFASSBAR |
| | VOLL ERFASSBAR |

LEGENDE:

HORIZONTBESCHREIBUNG (Digitales Formblatt)

STANDORTBESCHREIBUNG (Digitales Formblatt)
(inkl. Humusform)

ABB. 3 STANDORTMERKMALE

KARTENNUMMER, RECHTS- UND HOCHWERT	ERFASSUNG DES MESO- UND KLEINRELIEF
PROFILNUMMER, HÖHE ÜBER NN	ERFASSUNG VON EROSIONSERSCHEINUNGEN
NAME DES ANSPRECHENDEN, DATUM	ERFASSUNG DER VORFLUT
ART DER PROFILERFASSUNG	BODENNUTZUNG UND KULTURZUSTAND
- 1.m UND 2.m PROFILGRUBE	MELIORATIONSMASSNAHMEN U. UEBERFÖHRUNGEN
- 1.m PROFILGRUBE, 2.m R 150	AUFLAGENANSPRACHE
- 1.m PROFILGRUBE, 2.m R 80	- MÄCHTIGKEIT DES AUFLAGEHUMUS
- 1.m PROFILGRUBE, 2.m NUTENSTANGE	- DURCHWURZELUNG OF/DH
- 1.m UND 2.m RAMMKERNSONDE 150	- LAGERUNGSART OF/DH
- 1.m R 150, 2.m R 80	- GRENZÜBERGANG OF/DH
- 1.m UND 2.m RAMMKERNSONDE 80	- GRENZÜBERGANG ZUM MINERALBODEN
- 1.m UND 2.m NUTENSTANGE	- WURZELFILZ IM MINERALBODEN
- AUFSCHLUSS	- ALLGEMEINE BEMERKUNGEN
- OBERBODENANSPRACHE	

(R. 80,R 150 ENTSPRICHT RAMMKERNSONDEN MIT Ø 80/150mm)

ABB. 4 DATENVERARBEITUNG



ERMITTLUNG VON SCHÄTZGRÖSSEN

ABB. 5 ERMITTLUNG VON SCHAETZGROESSEN

LEGENDE:

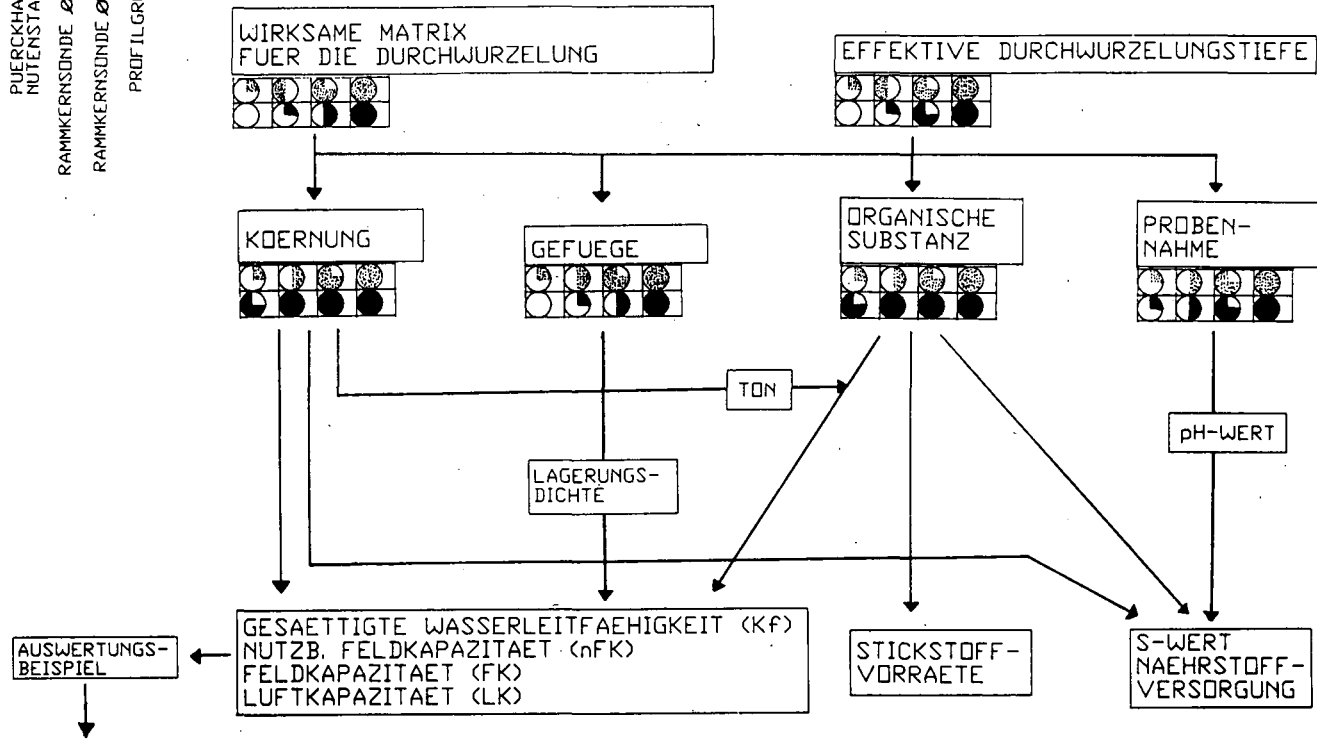
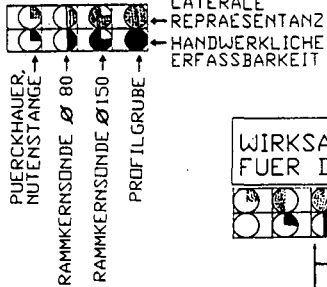
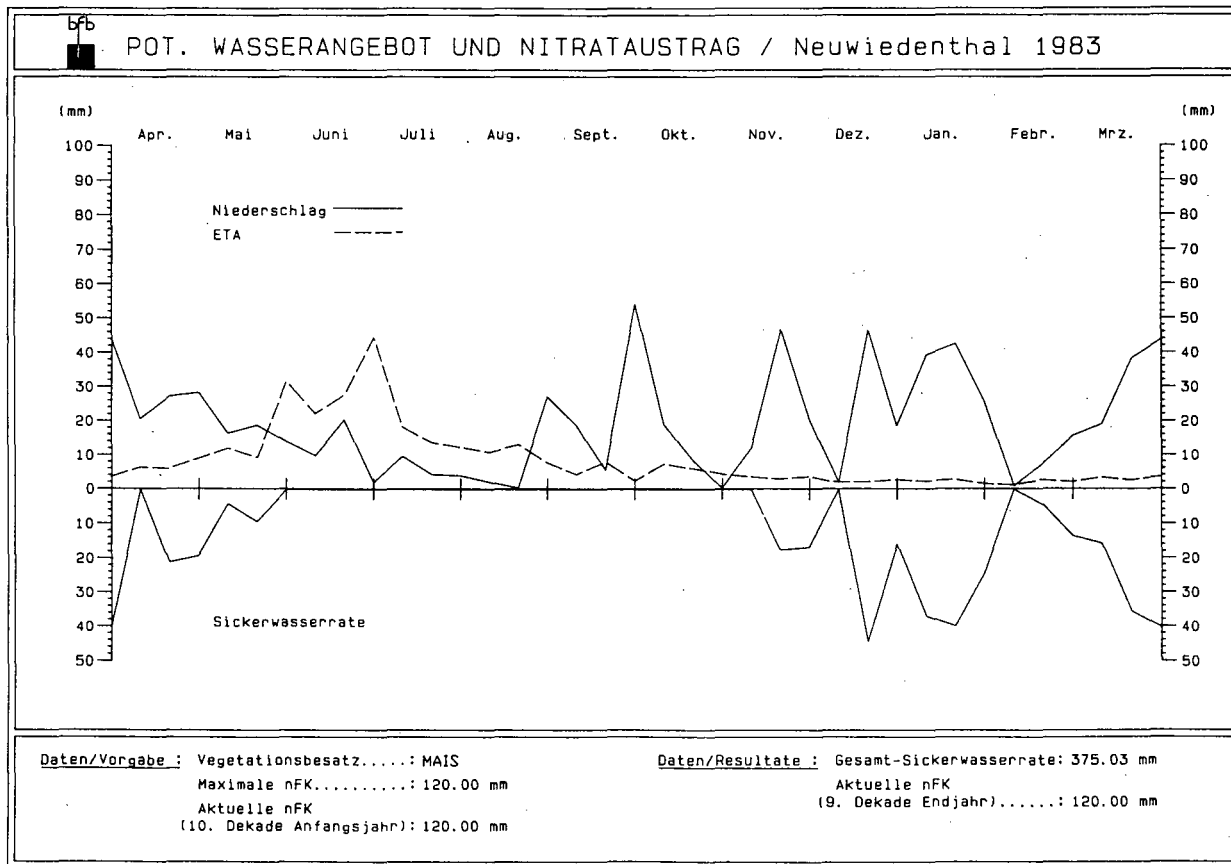


ABB. 6 AUSWERTUNGSBEISPIEL



Erläuterungen zu den vorstehenden Abbildungen:

Die bodenkundliche Erfassung von landwirtschaftlichen Flächen kann durch den Einsatz des Pürckhauer-Bohrstocks bzw. der Nutzenstange, Rammkernsonde und/oder durch Profilgruben erfolgen (Abb.1). Der Geräteeinsatz sollte sowohl dem Kartierungsziel, als auch der Begehr- und Befahrbarkeit der Flächen angepaßt sein. Die in Abbildung 2 eingeführten Begriffe "vertikale und laterale Repräsentanz" stellen Bewertungskriterien dar, die angeben, ob die Sondierung die jeweilige Bodeneinheit in der Vertikalen und Lateralen ausreichend repräsentiert. Um pflanzenbaulich ertragsbestimmende Faktoren (wie z.B. die nFK) abschätzen zu können, muß die Sondierung bis zu einer Mindestdtiefe von 2 Meter erfolgen (Sicherung der vertikalen Repräsentanz). Die laterale Repräsentanz ist besonders abhängig von der Erfassungsmethodik. Mit Zunahme des erfaßbaren Bodenvolumens und seiner Merkmale - von der Nutzenstange bis zur Profilgrube - nimmt die laterale Repräsentanz zu (siehe Abb. 2, Kasten oben). Die in Abbildung 2 schematisch differenzierte "handwerkliche Erfassbarkeit" von Horizontmerkmalen ist ebenso abhängig von der Sondiermethodik, aber von Merkmal zu Merkmal unterschiedlich (z.B. bei der Farb- und der Gefügeansprache). Über digitale Formblätter werden die Horizontmerkmale (Abb. 2) und die Standortmerkmale (Abb.3) der Datenverarbeitung (Abb. 4) zugeführt und verrechnet. Die Qualität der ermittelten Schätzgrößen ist abhängig von der lateralen Repräsentanz und der handwerklichen Erfassbarkeit der jeweils notwendigen Horizontmerkmale (Abb. 5). Als besonders problematisch erweisen sich dabei die Erfassung der für die Durchwurzelung wirksamen Bodenmatrix und das Gefüge, was insbesondere zur fehlerhaften Schätzung von Kf, nFK, FK und LK führen kann.

Abb.6 zeigt ein Auswertungsbeispiel, das eine Bewertung des Standorts hinsichtlich des potentiellen Nitrataustrags und Wasserangebots im Jahresablauf ermöglicht. Auch für diesen letzten Schritt der Aufbereitung gilt, daß die Validität der Auswertung bodenkundlicher Dateien und Karten entscheidend durch das Sondierverfahren bestimmt ist.

Einfluß der Anbautechnik bei Zuckerrüben

auf Bodenerosion und Ertrag

von

Wolfgarten, H.-J., H. Franken und W. Altendorf ^{†)}

1. Einleitung

Der betriebswirtschaftlichen Vorzüglichkeit der Zuckerrüben steht eine Anbautechnik gegenüber, die in Hanglagen meist erosionsfördernd wirkt. Erosionsschutzmaßnahmen wie z.B. die Einsaat der Zuckerrüben in abgefrorene Zwischenfruchtbestände sind im Prinzip bekannt, weitgehend unbekannt ist jedoch, wie einzelne Varianten dieser Mulchwirtschaft - besonders die für die landwirtschaftliche Praxis relevanten Verfahren der Mulchsaat und Direktsaat- unter den jeweiligen Standortbedingungen wirken (BAEUMER, 1981; SOMMER u. ZACH, 1984). Deshalb sollten durch Quantifizierung des Bodenabtrages geeignete Maßnahmen gefunden werden, die eine ausreichende Wirkung erzielen und auch noch ökonomisch vertretbar sind. Durch die Einsaat der Zuckerrüben in flach eingemulchte bzw. unbearbeitete Zwischenfruchtreste sollen

- die Prall- und Planschwirkung der Regentropfen auf die Bodenoberfläche vermindert,
- die Bodenaggregate stabilisiert und
- die Wasserinfiltration durch Schaffung eines kontinuierlichen Grobporensystems aus Regenwurm- und Wurzelröhren erhöht werden.

Die bei der Rübensaat verursachten Fahrspuren sind Ausgangspunkte für die Rillen- und Grabenerosion. In diesen Spuren kommt es durch Zudrücken der Grobporen zu einer verminderten Wasserinfiltration und durch die Kanalwirkung für umliegende Flächen zu erhöhter Erodierbarkeit (FULLEN, 1985).

†) Institut für Pflanzenbau der Universität Bonn, Katzenburgweg 5, 5300 Bonn 1

2. Versuchsanlage

Zur Erfassung des Einflusses von Anbautechnik und Fahrspuren auf Wasserabfluß und Bodenabtrag im Zuckerrübenanbau wurden auf verschiedenen Lößstandorten (Bodenart: lehmiger Schluff) im Raum Bonn in den Jahren 1984/85 und 1985/86 folgende Varianten jeweils in Gefällerrichtung angelegt:

Anbautechnik 1984/85

K1: ohne Zwischenfrucht, Herbstfurche, konventionelle Rübensaart

K2: Perserklee, Herbstfurche, konventionelle Rübensaart

M : Sommerfurche, Phacelia, Saatbettbereitung mit Fräse, Mulchsaat

D : Sommerfurche, Phacelia, ohne Saatbettbereitung, Direktsaat

Vorfrucht: Wintergerste; Rübensaart: 4.4.85; Hangneigung: 13%
Größe der Erosionsmeßparzellen: 2 x 8m; Meßzeitraum: 15.4. - 15.6.85
N-Düngung: 170kg N/ha

Anbautechnik 1985/86

K3: Phacelia, Herbstfurche, konventionelle Rübensaart

M : wie 1984/85, Saatbettbereitung jedoch mit Kreiselegge, Mulchsaat

D : wie 1984/85, Direktsaat

Vorfrucht: Wintergerste; Rübensaart: 2.5.86 Hangneigung: 14%
Größe der Erosionsmeßparzellen: 1 x 15m (jeweils "mit" und "ohne" Schlepper-
fahrspur); N-Düngung: nach N-min Untersuchung Mitte Mai auf 170kg N/ha aufgedüngt

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Oberflächenabfluß

Im Jahre 1985 wurde der Oberflächenabfluß durch Mulchsaat auf etwa 60% und durch Direktsaat auf etwa 20% gegenüber konventioneller Anbautechnik reduziert (Abb.1). Im Jahre 1986 zeigte die Mulchsaat allerdings einen gegenüber konventioneller Saat leicht erhöhten Abfluß, während der Abfluß durch Direktsaat auf etwa 40% reduziert werden konnte (Abb.2). Auf den Parzellen "mit Fahrspur" kam es zu deutlich höherem Oberflächenabfluß als auf Parzellen "ohne Fahrspur". Besonders stark ausgeprägt war der Spureffekt bei der Direktsaat. Dagegen fand AUERSWALD (1984) zwar ein früheres Einsetzen des Oberflächenabflusses, aber keine erhöhte Erosionsgefährdung auf Meßparzellen mit Fahrspur.

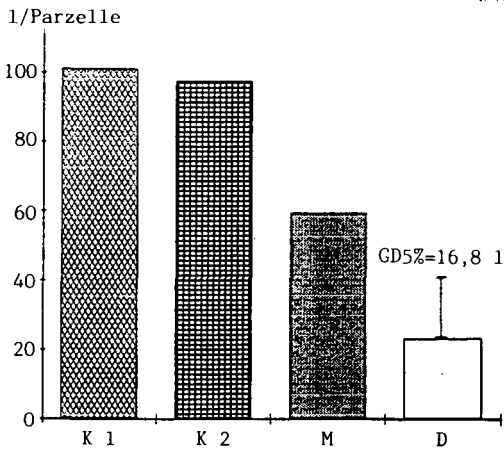


Abb. 1: Einfluß der Anbautechnik im Zuckerrübenanbau auf den Oberflächenabfluß in 1/Parzelle, 1985

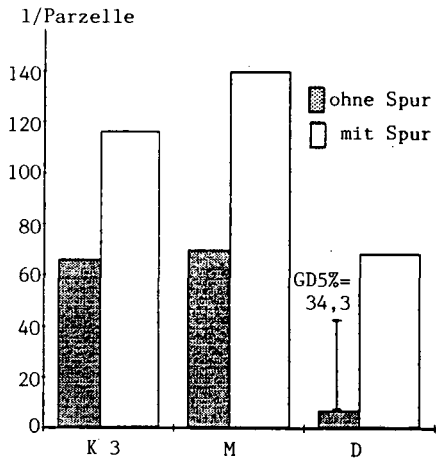


Abb. 2: Einfluß von Anbautechnik und Fahrspuren im Zuckerrübenanbau auf den Oberflächenabfluß in 1/Parzelle, 1986

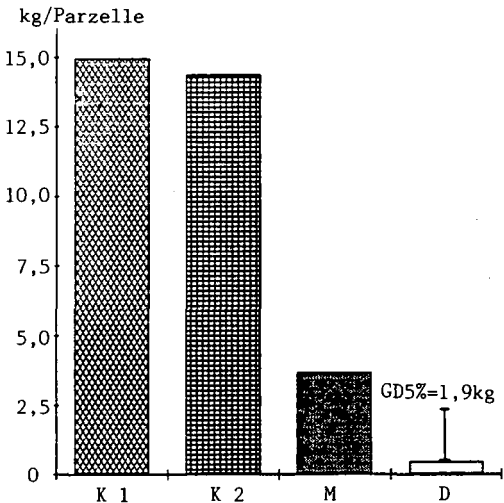


Abb. 3: Einfluß der Anbautechnik im Zuckerrübenanbau auf den Bodenabtrag in kg/Parzelle, 1985

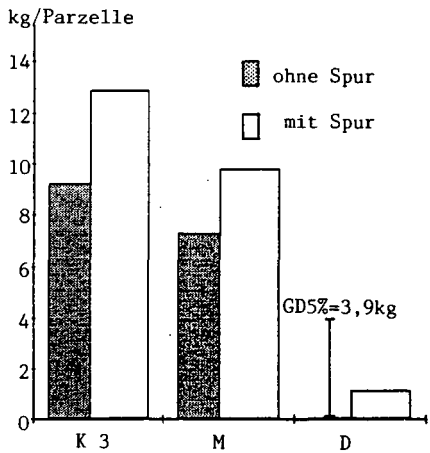


Abb. 4: Einfluß von Anbautechnik und Fahrspuren im Zuckerrübenanbau auf den Bodenabtrag in kg/Parzelle, 1986

K1-3	= Konventionelle Rübensaat
M	= Mulchsaat
D	= Direktsaat

3.2 Bodenabtrag

Geringerer Abfluß und geringerer Sedimentgehalt im Abfluß führten 1985 insgesamt zu einem geringeren Abtrag bei Mulchsaat gegenüber konventioneller Saat (Abb.3). Auf der Direktsaatvariante lag der Bodenabtrag noch deutlich unter dem der Mulchsaatvariante. Ein Einfluß des im Herbst eingepflügten Perserklees auf die Erodierbarkeit konnte nicht festgestellt werden. Auch 1986 wurde der Bodenabtrag durch Direktsaat gegenüber konventioneller Saat hochsignifikant vermindert, durch Mulchsaat dagegen nur tendenziell (Abb.4). Bei Betrachtung des Spureinflusses im Jahre 1986 zeigte sich auf Meßparzellen "mit Schlepperspur" ein höherer Abtrag als auf Parzellen "ohne Spur".

Die Gegenüberstellung der Abtragsergebnisse beider Versuchsjahre in Abbildung 5 verdeutlicht die starke Jahresvarianz der Mulchsaat. Während 1985 die Mulchsaat den Bodenabtrag gegenüber konventioneller Saat auf 24% reduzierte, wurde die Erosionsschutzwirkung durch das Einarbeiten der Zwischenfruchtreste 1986 stark reduziert. Dagegen wirkte die Direktsaat sowohl 1985 mit etwa 3% als auch 1986 mit etwa 6% des Abtrags gegenüber konventioneller Saat stark erosionsmindernd. Gründe für diese Differenzierung liegen zum einen in der unterschiedlichen Phaceliaaufwuchsmasse, die 1985/86 mit etwa 20dt/ha Trockenmasse nur halb so hoch war wie 1984/85. Außerdem war die Bodenfeuchte zur Saatbettbereitung der Zuckerrüben 1986 bei der Mulchsaatvariante höher als bei konventioneller Saat, so daß es beim Einsatz der Kreiselegge zu oberflächennahen Verdichtungen kam, die die Erosionsschutzwirkung offensichtlich noch weiter verminderten. Dies unterstreicht die entscheidende Bedeutung des Gelingens der Zwischenfrucht und ihrer Einarbeitung für einen ausreichenden Erosionsschutz bei Mulchsaat. Gleichzeitig ist aber auch festzuhalten, daß durch flaches Einmulchen der Zwischenfruchtreste die Erosionsschutzwirkung gegenüber Direktsaat verringert wird.

Abbildung 6 zeigt den Einfluß der bei der Rübensaart verursachten Fahrspuren auf Oberflächenabfluß und Bodenabtrag. Trotz der begrenzten Meßparzellenlänge von nur 15m wurde ein um 120% höherer Abfluß und ein um 43% höherer Bodenabtrag auf Parzellen "mit Spur" gegenüber Parzellen "ohne Spur" gemessen. Für die Praxis bedeutet das, die Fahrspurwirkung zu reduzieren, und zwar durch Spurlockerung, Verminderung des Bodendruckes durch Einsatz von Zwillingsbereifung oder Breitreifen, Reduzierung des Fahrspuranteils auf der Fläche

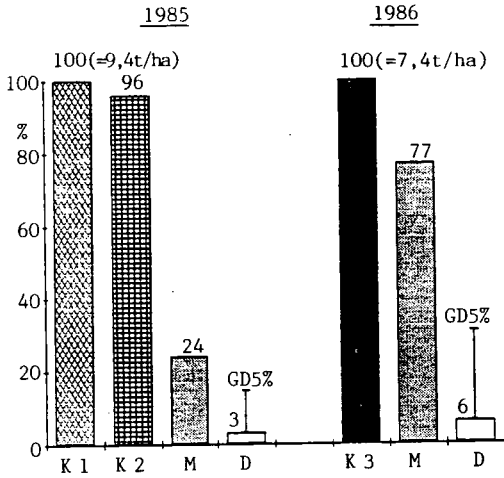


Abb. 5: Einfluß der Anbautechnik im Zuckerrübenanbau auf den Bodenabtrag, 1985 und 1986 (relativ)

K1-3 = Konventionelle Rübensaat
 M = Mulchsaat
 D = Direktsaat

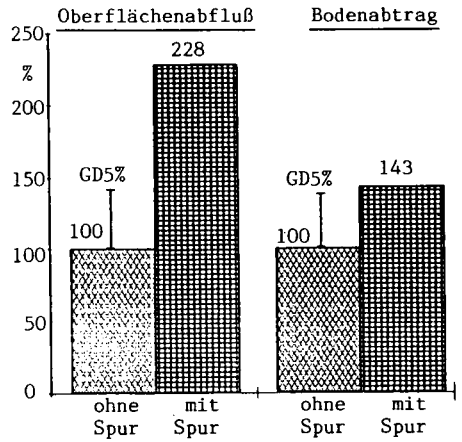


Abb. 6: Einfluß von Fahrspuren im Zuckerrübenanbau auf Oberflächenabfluß und Bodenabtrag, 1986 (relativ)

durch größere Arbeitsbreite der Geräte, weniger Überfahrten und/oder Kombination von Arbeitsgängen. Die Landmaschinenhersteller sollten Bodenbearbeitungs- und Säegeräte mit stabilen und ausreichend wirksamen Spurlockerern ausstatten.

3.3 Ertrag

Wie aus den Tabellen 1 und 2 hervorgeht, waren weder im Jahre 1985 noch 1986 signifikante Unterschiede im Feldaufgang festzustellen. Die aufgrund eingeschränkter Stickstoffmineralisation geringeren Rübenenerträge nach Mulch- und Direktsaat gegenüber den betriebsüblichen Varianten K1 und K2 wurden im Jahre 1985 durch höhere Zuckergehalte sogar noch überkompensiert, so daß der Zuckerertrag beim Direktsaatverfahren am höchsten lag, gefolgt von der Mulchsaat. Im Jahre 1986 dagegen lagen die Ertragsparameter der Mulchsaat auf einem niedrigeren, die der Direktsaat auf einem mit der konventionellen Anbautechnik vergleichbaren Niveau.

Tab. 1: Einfluß der Anbautechnik im Zuckerrübenanbau auf Feldaufgang, Rübenenertrag, Zuckergehalt und -ertrag, 1985

Variante	Feldaufgang	Rübenenertrag		Zuckergehalt	Zuckerertrag	
	%	dt/ha	rel.	%	dt/ha	rel.
K 1	70,2	564,1	100	15,1	85,1	100
K 2	70,2	581,6	103	14,6	84,9	100
M	68,7	553,5	98	15,7	86,8	102
D	72,2	554,9	98	16,0	88,6	104
GD5%	n.s.	13,3		0,45	1,6	

Tab. 2: Einfluß der Anbautechnik im Zuckerrübenanbau auf Feldaufgang, Rübenenertrag, Zuckergehalt und -ertrag, 1986

Variante	Feldaufgang	Rübenenertrag		Zuckergehalt	Zuckerertrag	
	%	dt/ha	rel.	%	dt/ha	rel.
K 3	82,7	565,8	100	17,6	99,4	100
M	80,4	533,6	94	17,3	92,5	93
D	81,3	554,3	98	17,6	97,5	98
GD5%	n.s.	26,8		0,24	6,2	

4. Schlußfolgerungen

Aus den bisher vorliegenden Daten der Bodenerosions- und Ertragsmessungen ergeben sich für die landwirtschaftliche Praxis folgende Empfehlungen:

- In weniger erosionsgefährdeten Hanglagen sollte das Mulchsaatverfahren angewandt werden, da es bei großen Zwischenfruchtmassen und angepaßter Einarbeitungstechnik ausreichenden Erosionsschutz bietet und gegenüber dem Direktsaatverfahren einfacher in die Praxis umsetzbar ist.
- In stärker erosionsgefährdeten Hanglagen sollte das Direktsaatverfahren angewandt werden, da es den besten Erosionsschutz bietet.

Literatur

- Auerswald, K., 1984: Die Bestimmung von Faktorenwerten der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung mit künstlichen Starkregen. Diss. Weihenstephan
- Baeumer, K., 1981: Erosionsschutz im Ackerbau durch reduzierte Bodenbearbeitung. Berichte über Landwirtschaft, 197. SH., 34-42
- Fullen, M.A., 1985: Compaction, Hydrological Processes And Soil Erosion On Loamy Sands In East Shropshire, England. Soil & Tillage Research, 6, 17-29
- Sommer, C. u. M. Zach, 1984: Die Mulchsaat zu Zuckerrüben - eine Möglichkeit zur Minderung des Bodenabtrages. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 39, 163-168

Die Normung bodenkundlicher Untersuchungsverfahren
als Grundlage für praktische Anwendungen.

von
Wolkewitz, H.^x

"Die Normung ist Urbestandteil menschlichen Zusammenlebens. Mit dem Einbruch des technischen Zeitalters ist sie Grundelement wirtschaftlichen Schaffens und Funktionselement weltwirtschaftlichen Wirkens geworden." Mit diesen Worten hat der Präsident des Deutschen Normenausschusses Herr Dr. Ulsamer 1967 die Festschrift zum 50jährigen Bestehens des DNA (Deutscher Normenausschuß) eingeleitet.

Seit 1850 bemüht man sich in Deutschland um Normung und Typisierung. Die Normung umfaßte zunächst die Eisenbahntechnik, die Feuerwehr und das Bauwesen. 1917 wurde der Deutsche Normenausschuß (DNA) gegründet und Anfang 1918 kam das erste Normblatt über Kegelstifte heraus.

DIN-Normen sollen zur Vereinfachung und Vereinheitlichung beitragen, um in allen praktischen Bereichen sinnvoll und ohne Komplikationen arbeiten zu können. Dies betrifft auch die Anwendung wissenschaftlicher Erkenntnisse für die Praxis. Eine Wissenschaft, in der jede Institution ihre eigene Systematik und ihr eigenes Procedere hat, ist für eine breite Anwendung in der Praxis nur wenig geeignet. Auch eine einheitliche Nomenklatur und Definition der Begriffe ist Voraussetzung für eine saubere Diskussion der vorhandenen Bedingungen und ablaufenden Prozesse. Weiterhin müssen für prozessuale Auseinandersetzungen allgemeingültige anerkannte Regeln geschaffen werden, die bei Streitigkeiten als rechtsverbindlich eingeführt werden können. Diese Regeln sind im allgemeinen DIN-Normen. Sie werden häufig von den Ländern als verbindlich eingeführt.

Grundsätzlich soll nur Bewährtes genormt werden.

Der Boden hat neben dem Wasser und der Luft in jüngster Zeit im Rahmen des wachsenden Umweltbewußtseins eine sehr große Bedeutung und ein großes Interesse in der Bevölkerung gefunden. Damit ist verbunden, daß die Ergebnisse der Bodenuntersuchung objektiv erfaßbar, vergleichbar und übertragbar sind und für eine breite Öffentlichkeit transparent gemacht werden. Die Notwendigkeit bodenkundliche Untersuchungen und Beurteilungen

^xLerchenweg 32 6330 Wetzlar

zu normen, um sie objektiv und unzweideutig auch für die unterschiedlichsten Standorte einheitlich anwenden zu können, ist daraus leicht erkennbar. Mit den so genormten Verfahren hat man dann die Möglichkeit Maßstäbe zu setzen und allgemeingültige Grenzwerte einzuführen.

Die Normen sind für die Praxis bestimmte Richtlinien und Festlegungen. Sie sollen und dürfen aber keinesfalls die wissenschaftliche Weiterentwicklung der Forschung behindern. Dies wird auch von der Normung voll anerkannt. Nach der DIN 820, in der die Grundsätze der Normung festgelegt sind, ist es deshalb erforderlich, daß alle 5 Jahre eine Überprüfung der Normen stattfinden soll, um sie an den neuesten Stand der Erkenntnisse anzuschließen. Soweit wie möglich sollen aber bisherige Festlegungen beibehalten werden.

Die bodenkundliche Standortuntersuchung für praktische Anwendung zur Beurteilung und Bewertung des Standortes z.B. für Nutzungsempfehlungen oder gegebenenfalls zur Verbesserung der Standortbedingungen setzt demnach voraus, daß die Untersuchungsergebnisse objektiv erfaßbar werden und kritischen Betrachtungen standhalten sowie vergleichbar, reproduzierbar, technisch verwertbar und interpretierbar sind, sodaß sie in ein Bewertungssystem eingepaßt werden können. Die objektive Erfaßbarkeit erfordert, daß die Untersuchungen die für das jeweilige Problem relevanten Ergebnisse sachlich und unvoreingenommen feststellen und darstellen.

Die gewonnenen Erkenntnisse müssen auf gleichgerichtete Probleme übertragbar sein und somit für weitere Anwender nutzbar gemacht werden bzw. müssen gewonnene Erkenntnisse auch auf andere Standorte übertragen werden können, um durch Faustzahlen in praktische Ausführungen umgesetzt werden zu können. Das heute so aktuelle Problem der Versauerung der Böden kann hier als Beispiel dienen. Während frühere Ergebnisse der pH-Messung mit der Chinhydronelektrode gewonnen wurden, sind die heutigen Messungen mit der Glaselektrode kaum vergleichbar auch kaum korrelierbar.

Die Analysen müssen eindeutige und wiederholbare Ergebnisse (auch bei Untersuchungen von anderen Versuchsanstellern) bringen und relevante, interpretierbare Aussagekraft für das anstehende Problem haben. Um diese Voraussetzung schaffen zu können, ist für jedes zu bearbeitende Problem nur eine Methode festgelegt worden.

Die Untersuchungen und anzuwendenden Methoden müssen so ausgewählt werden, daß eindeutige Schlüsse zur sachgerechten Lösung anstehender Probleme gezogen werden können. Dabei kannes allerdings notwendig sein, daß für die Untersuchung des gleichen Bodenparameters (z.B. der Korngrößenverteilung) im Hinblick auf unterschiedliche Fragestellungen (z.B. Dränabstand oder Filterwirkung), unterschiedliche Verfahren festgelegt werden müssen, die dann auch - dem Zweck entsprechend - unterschiedliche Ergebnisse bringen. Es muß immer, aber besonders in einem solchen Fall die angewendete Norm deutlich angegeben werden.

In diesem Zusammenhang sei auf die Schlämmanalyse mit starker Dispergierung (DIN 19683 T. 2) bzw. schwacher Dispergierung (DIN 19683 T. 3) hingewiesen.

Unterschiedliche Methoden können sehr differierende Ergebnisse erzielen. Allgemein ist es bekannt, daß bei der Korngrößenanalyse beispielsweise durch unterschiedliche Vorbehandlung - einmal wie es früher häufig der Fall war - durch Dispergierung mit Ammoniak z.B. 12% Ton ermittelt werden, während die Behandlung des gleichen Bodens mit Natriumpyrophosphat und Humuszersetzung nach DIN 19683 T.2 einen Tongehalt von 45% ergeben kann. Zwischen den unterschiedlichen Vorbehandlungen bestehen keine Korrelationen, sodaß eine Umrechnung nicht möglich ist. Das Ergebnis beider Untersuchungen wurde aber "Ton" genannt. Nimmt man nun, wie es nach DIN 1185 auch möglich ist, den "Tongehalt" als Grundlage für die Bestimmung des Dränabstandes, so muß man selbstverständlich zu ganz unterschiedlichen Beurteilungen kommen. Wenn man den Tonanteil durch Dispergierung mit Natriumpyrophosphat bestimmt hat, ergäbe sich ein Dränabstand von 6,5m, wenn man aber, wie es nach DIN 1185 vorgeschrieben ist, mit Wasser dispergiert (DIN 19683 T.3), erhält man den richtigen Dränabstand mit 14 m.

Will man dagegen Fragestellungen lösen, die mit kolloidchemischen Eigenschaften wie z.B. Filtereigenschaften des Bodens oder dem Verhalten des Bodens bei Austrocknung oder Befeuchtung (Quellung oder Schrumpfung) verknüpft sind, so wäre eine Korrelation mit den genannten Eigenschaften nur bei der Untersuchung nach dem Verfahren der Dispergierung mit Natriumpyrophosphat gegeben.

Entscheidend für die Auswahl der geeigneten Verfahren ist demnach die Aussage, die aus den Ergebnissen für die entsprechende Fragestellung abgeleitet werden kann. Diese Beurteilungsschwierigkeiten betreffen nicht nur die durch Labormessungen gewonnenen Ergebnisse. Auch die visuell erzielten Beurteilungen sind weitgehend unter diesen Aspekten zu sehen, da die visuellen Verfahren durch Labormethoden geeicht werden.

Normen müssen interpretierbar sein. Sie müssen klare Aussagen für die Praxis erbringen.

Seit den 50er Jahren entstand eine Normenreihe, in der die notwendigen Schritte angefangen von der Auswahl standortstypischer Untersuchungsstellen über die Abgrenzung der für die Untersuchung relevanten Flächen, die Untersuchungsverfahren und die Auswertung festgelegt und beschrieben sind.

Folgende Normen wurden erstellt:

DIN 4047	Begriffe im Landwirtschaftlichen Wasserbau
T3	Bodenkundliche Grundlagen
T10	Der Boden als Pflanzenstandort
DIN 4220	Bodenkundliche Standortbeurteilung
T1	Aufnahme und Kennzeichnung sowie Übersicht spezieller Untersuchungsverfahren
T2	Auswertung der Untersuchungen (z.Zt.in Vorbereitung)
T3	Darstellung der Ergebnisse (z.Zt.in Vorbereitung)
DIN 19671	Erdbohrgeräte
T1	Rillenbohrer
T2	Gestänge, Flügelbohrer, Bohrschappe, Marschenlöffel, Spiralbohrer
DIN 19672	Bodenentnahmeggeräte
T1	Geräte zur Entnahme in ungestörter Lagerung
T2	Geräte zur Untersuchung und Entnahme von Moorbodenproben
DIN 19680	Bodenaufschlüsse und Grundwasserbeobachtungen
DIN 19681	Entnahme von Bodenproben
DIN 19682	Felduntersuchungen (Untersuchungsverfahren)
T1	Bodenfarbe
T2	Bodenart
T3	Wassergehalt nach dem Carbidverfahren
T4	Saugspannung mit Tensiometer
T5	Feuchtezustand mit der Fingerprobe
T6	Feldkapazität
T7	Versickerung mit Doppelzylinder-Infiltrometer
T8	Wasserdurchlässigkeit mit der Bohrlochmethode
T9	Luftdurchlässigkeit
T10	Makrogefüge
T11	Verfestigungsgrad
T12	Zersetzungsgrad der Torfe
T13	Carbonate, Sulfide, pH-Wert, Fe ₂
DIN 19683	Physikalische Laboruntersuchungen
T1	Korngrößenzusammensetzung durch Siebung
T2	Korngrößenzusammensetzung (Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat)
T3	Korngrößenzusammensetzung (Vorbehandlung mit Wasser)
T4	Wassergehalt des Bodens
T5	Saugspannung des Bodenwassers
T6	Hygroskopizität
T7	Adhäsion
T8	Schrumpfen des Mineralbodens

T9	Wasserdurchlässigkeit in wassergesättigten Stechzylinderproben
T10	Höhe des geschlossenen Kapillarraumes
T11	Dichte
T12	Rohdichte
T13	Substanz- und Porenanteil in Mineralböden
T14	Substanzanteil (relat. Lagerungsdichte) in Moorböden
T15	Mikrogefüge an Bodenschliffen
T16	Gefügestabilität nach dem Siebtauchverfahren
T17	Gefügestabilität nach dem Beregnungsverfahren
T18	Potentiellies Bodengefüge nach dem Ribbild
T19	Moorsackung nach Entwässerung

DIN 19684 Chemische Laboruntersuchungen

T1	pH-Wert und Ermittlung des Kalkbedarfes
T2	Humusgehalt
T3	Glühverlust und Glührückstand
T4	Gesamt-Stickstoff
T5	Carbonatgehalt
T6	oxalatlösliches Eisen
T7	Leichtlösliches zweiwertiges Eisen
T8	Austauschkapazität und austauschbare Kationen
T9	pflanzenschädliche Sulfide und Poysulfide
T10	Wasser bei Entwässerung und Bewässerung
T11	elektrische Leitfähigkeit von Wasser und Bodensättigungsextrakt

DIN 19685 Klimatologische Standortuntersuchung meteorologische Größen

DIN 19686 Vegetationskundliche Standortuntersuchung

Die Untersuchungsverfahren wurden so ausgewählt, daß sie auch von kleineren Labors durchgeführt werden können, in ihren Ergebnissen reproduzierbar sind, auf der anderen Seite aber auch geeignet sind, die für einzelne Fragestellungen erforderlichen Angaben über die zu beurteilenden Eigenschaften repräsentativ darzustellen.

Die Ausschubarbeit war bei der Vielfalt der vorhandenen Verfahren und Praktiken, die teilweise in bestehenden Institutionen recht unterschiedlich angewendet wurden und den vielen schon bestehenden oder in Arbeit befindlichen Vorschriften, Richtlinien und Anleitungen, die teilweise -wenn auch nur geringfügig- von einander abwichen oder sich sogar widersprachen, eine nur sehr schwer zu lösende Aufgabe. Zu nennen ist hier auch die Vereinheitlichung der Symbole.

Die hier besprochenen Normen wurden vom Normenausschuß Wasserwesen NAW im Deutschen Institut für Normung e.V. erarbeitet. Träger dieser Normenarbeit sind alle daran interessierten Kreise, wie Hersteller, Händler und Abnehmer, DVWK, Wissenschaftler, Verwaltung, Vertreter von Materialprüfungsämtern, technisch wissenschaftliche Vereine und Behörden. Insgesamt sind

etwa 700 ehrenamtliche Mitarbeiter für den NAW tätig. Die Arbeiten werden anonym geleistet, sodaß -anders als bei Veröffentlichungen- der Beitrag des Einzelnen nicht erkennbar ist.

Die verschiedenen Arbeitsgebiete des NAW sind in 5 Fachgebiete eingeteilt, die etwa 72 Arbeitsausschüsse umfassen. FBI Grundlagen, FBII Wasserbau 1 (Stauanlagen, Wasserkraftanlagen u.a.), FBIII Wasserbau 2 (Landwirtschaftlicher Wasserbau u.a.), FBIV Wasserversorgung, FBV Abwassertechnik.

Der Arbeitsausschuß III/7, der sich mit den Normen zur Standortuntersuchung und Beurteilung befaßt, hat 8 Mitglieder und setzt sich personell aus Fachleuten der Geologischen Landesämter, Verwaltung, Forschungsinstituten und Hochschulen zusammen. Die Mitglieder werden vom Ausschuß gewählt. Für spezielle Fragen werden vom Ausschuß Arbeitskreise gebildet, mit denen weitere Mitarbeiter hinzugezogen werden können wie z.B. für Fragestellungen der Meteorologie, des Umweltschutzes oder der Pflanzensoziologie. Die Arbeitsunterlagen orientieren sich an den Anforderungen der Praxis. Eine Abstimmung mit bisher vorliegenden Unterlagen wird immer angestrebt und soweit wie möglich auch realisiert. Im Falle der Normen zur Bodenuntersuchung wurden die Bodenkundliche Kartieranleitung der Länderarbeitsgemeinschaft, die relevanten schon bestehenden Normen, die DVWK Richtlinien Nr. 115,116,117, das Methodenbuch der Lufas sowie selbstverständlich gesetzliche Regelungen oder einschlägige Merkblätter verwendet. Nach einer ersten Beratung werden Normentwürfe erstellt, sogenannte Gelbdrucke, die der Öffentlichkeit zur Diskussion gestellt werden. Jeder hat das Recht - und es ist sehr erwünscht - Einsprüche zu geben, die dann in einer Einspruchssitzung, zu der alle Einsprecher persönlich eingeladen werden, beraten werden. Erst dann wird die Norm endgültig verabschiedet.

Auch international hat die Untersuchung des Bodens in jüngster Zeit im Rahmen des Umweltschutzes einen neuen aktuellen Akzent bekommen. Deshalb hat die ISO (International Organization for Standardization) ihre Arbeiten wieder aufgenommen, mit der international abgestimmte einheitliche Analysenverfahren zur Untersuchung der Bodenbeschaffenheit festgelegt werden sollen. Es wurde das ISO/TC 190 "Soil Quality" am 3.-5. Juni 1986 in den Haag mit 5 Subcommittees gegründet.

SC1 terminology SC2 sampling SC3 chemical methods
SC4 biological methods SC5 physical methods

Als Arbeitsunterlagen wurden fast ausschließlich deutsche DIN Normen aufgeführt. An dieser Arbeit erklärten sich 23 Länder zur Mitarbeit bereit. Damit wird auch international die Normung zur Untersuchung des untrennbar miteinander verbundenen Gesamtbereiches Wasser/Boden/Luft behandelt.

Verteilungsmuster von Enchytraeiden in der Ackerkrume auf einer LÖß-Parabraunerde unter verschiedenen Anbaumaßnahmen

von

Zimmermann, P.

Einleitung

Die Auswirkungen des Pflügens auf die Bodenfauna sind ambivalent. Durch mechanische Beschädigung, abrupten Mikroklimawechsel und anhaltende Mikroklimaänderung wird ihre Entwicklung beeinträchtigt, durch verbesserte Belüftung, Einarbeiten organischer Substanz in tiefere Schichten wird ihr Lebensraum erweitert. Insgesamt wirken sich die Störeffekte nachhaltiger aus, was zu einer drastischen Verminderung der Artenvielfalt auf Äckern führt und bei vielen Arten auch zu relativ niedrigen Individuenzahlen. Bei Einführung pflugloser Anbaumethoden sind Wirkungen auf die Bodentierwelt zu erwarten. Die folgenden Untersuchungen gelten den "kleinen Verwandten der Regenwürmer", den Enchytraeiden, die trotz ihrer geringen Größe aufgrund ihrer hohen Individuenzahlen ihrer Zersetzung und Durchmischungsleistung eine wichtige Gruppe innerhalb der Mesofauna darstellen.

Boden und Methode

Das Untersuchungsgebiet liegt im Süden Essens auf dem Blatt "Kettwig-Umstand" der Bodenkarte NW auf Grundlage der Bodenschätzung (M 1:5.000). Es handelt sich um feinsandig, schluffigen Lehm aus LÖß von über 1 m Mächtigkeit, auf dem sich Parabraunerden mit teilweise Staunässemerkmalen im Untergrund ausgebildet haben. Als Boden- und Ackerzahlen werden 68/71 angegeben, der pH-Wert in der Krume liegt bei ca. 6,2, das Gefälle beträgt ca. 4 %.

Es wurden zwei direkt benachbarte Ackerschläge untersucht, die seit 1973 in ununterbrochener Fruchtfolge W. Weizen - W. Gerste - Silomais gleichbehandelt wurden. Im Rahmen eines Erosionsschutzversuchs der LWK Rheinland wurde eine Fläche (Fl.o) für das Jahr 1986 pfluglos vorbereitet. Nach geringer Stallmistgabe und Zwischenfrucht im Herbst 1985 wurde am 12. Mai 1986 mittels Direktsaatmaschine Mais gesät. Auf der Vergleichsfläche (Fl.p) wurden im Herbst 1985 ca. 200 dt/ha Stallmist ausgebracht und Winterraps als Zwischenfrucht

eingesät. Nach Umbruch im Januar 1986 und Saatbettbereitung durch Kreiselegge erfolgte die Maiseinsaat am 5. Mai 1986. Der Mais wurde am 7./8. Oktober 1986 geerntet.

Von Mai bis Oktober wurden die Flächen monatlich beprobt. Im Mai und Oktober wurden je 8 Proben, in den dazwischenliegenden Monaten je 3 Proben auf 2 x 2 m Parzellen gezogen. Es wurden Bohrkern von 5 cm \emptyset und 30 cm Tiefe - bis in die Pflugsohle hinein - gewonnen, die in 16 Teilproben geteilt (0-1 cm, 1-2 cm, folgend in 2 cm Schritten) wurden. Die Enchytraeiden wurden naßextrahiert, mikroskopisch ausgezählt und lebend bestimmt.

Ergebnis und Diskussion

Hinsichtlich der Artenzusammensetzung ist das Gesamtergebnis in Tab. 1 zusammengefaßt. Bemerkenswert ist die geringe Diversität und der hohe Anteil juveniler Exemplare. Die Vergleichbarkeit der beiden Flächen erscheint hoch. Die mittlere Abundanz in der Vegetationsperiode liegt für "Fl.p" mit 19437 In/m² und für "Fl.o" mit 23118 In/m² im Rahmen der für Agrarsysteme üblichen Werte. Vergleicht man nun die in Abb. 1 und Abb. 2 dargestellte Entwicklung der Abundanzen im Laufe der Untersuchung, so werden Unterschiede deutlich. Die Form der Kurve ist ähnlich und spiegelt die Witterungsabhängigkeit wider. Die relativ niedrige Ausgangspopulation läßt sich als Folge des trocken kalten Februars 1986 erklären. Der Zusammenbruch der Population dürfte durch die außergewöhnliche Trockenheit im Sommer 1986 bedingt sein (s. Abb. 3). Auffällig sind die Unterschiede des Kurvenverlaufs im Monat Juli. Obwohl beide Monate deutlich weniger Niederschläge als im langjährigen Mittel brachten (Abb. 3), widersteht die Population der nicht gepflügten Fläche der Trockenheit und steigt sogar noch, während auf der gepflügten Fläche schon eine deutliche Abnahme zu verzeichnen ist. Im Oktober zeigen sich auf der nicht gepflügten Fläche eine leichte Erholung, während auf der gepflügten Fläche sogar eine weitere Abnahme zu verzeichnen ist. Beide Unterschiede sind jedoch nach dem U-Test für nicht parametrische Verteilungen nach Wilcoxon, Mann a. Whitney nicht signifikant.

In Abb. 4 sind die Vertikalverteilungen der Enchytraeiden zum Beginn und zum Ende der Untersuchungsperiode dargestellt. Für die gepflügte Variante (Fl.p) zeigt sich eine relativ gleichförmige Verteilung über die gesamte Krumentiefe mit großen Schwankungen. Im U-Test sind beim Vergleich der Mai- und Oktober-Verteilungsmuster keine signifikanten Änderungen zu bestätigen. Auf der pfluglosen Variante (Fl.o) ist demgegenüber eine im U-Test für $\alpha = 0,02$ gut gesicherte Änderung zu belegen. Die oberen Pro-

benhorizonte sind im Oktober deutlich stärker besiedelt als die unteren. Vergleicht man die Verteilungsmuster der beiden Flächen im Oktober in % der Gesamtindividuen - der Vergleichbarkeit halber in 5 cm Horizont-Schritten - mit den Befunden von Nielsen (1955) auf Ackerland in Dänemark (Abb. 5), so zeigt sich ein hoher Grad an Übereinstimmung zwischen pflugloser Variante und den Ergebnissen von Nielsen. Die gepflügte Variante zeigt ein ganz anderes Muster. Als Interpretation der Verteilungsmuster bietet sich die veränderte Nahrungsbasis auf der pfluglos hergerichteten Fläche an. Im Gegensatz zur gepflügten Variante bei der sowohl die Stallmistgabe als auch Zwischenfrucht-Biomasse untergepflügt im Profil relativ gleichförmig verteilt ist, konzentriert sich die organische Substanz auf der nicht gepflügten Fläche stärker in den oberen Horizonten. Da während der Untersuchung die Beobachtung zu machen war, daß in der Nähe untergepflügter Stallmistpartien die größte Anzahl an Enchytraeiden zu finden waren, wurde exemplarisch für die Monate Juni und August bei je einer Probe (16 Teilproben) der Glühverlust als Maß für organische Substanz bestimmt. Der Wassergehalt des Bodens wurde aus parallel entnommenen Mischproben bestimmt. Wie in Tab. 2 gut zu sehen, korrespondieren bei höheren Wassergehalten im Juni hohe Glühverluste gut mit hohen Individuenzahlen. Bei niedrigen Wassergehalten ist dies nicht deutlich. Als Fazit der kurzzeitigen Untersuchung kristallisieren sich zwei Steuerungsfaktoren der Enchytraeidenpopulation heraus: erstens Vorhandensein und Verteilung organischer Substanz als Nahrungsbasis, zweitens ausreichende Feuchtigkeit des Substrates. Beide Faktoren werden durch Pflügen bzw. Nichtpflügen beeinflusst. Das Unterpflügen organischer Substanz (z. B. Stallmist) fördert die Belegung der tieferen Krumentonen. Der pfluglose Anbau verlangsamt Populationsdepressionen in Trockenperioden. Welche Wirkungen langfristige Anbaumstellungen zur Folge haben und welche Rückwirkungen die Verteilungsmuster der Enchytraeiden auf Bodenphysik und -chemie haben, bleibt zu untersuchen.

Literatur: 1. Kasprzak, K.: 1982, Review of an enchytraeid community structure and function in agricultural ecosystems. *Pedobiologia* 23, 217-232. 2. Nielsen, C. O.: 1955 b, Studies on Enchytraeidae 2. Field Studies - *Natura Jutlandica* 4, 5-58. 3. Wallwork, J. A.: 1976 Distribution and Diversity of Soil Fauna, Academic Press, London.

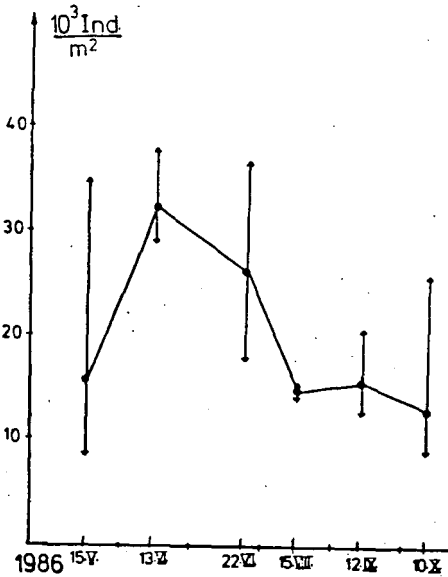


Abb. 1: geflügte Variante

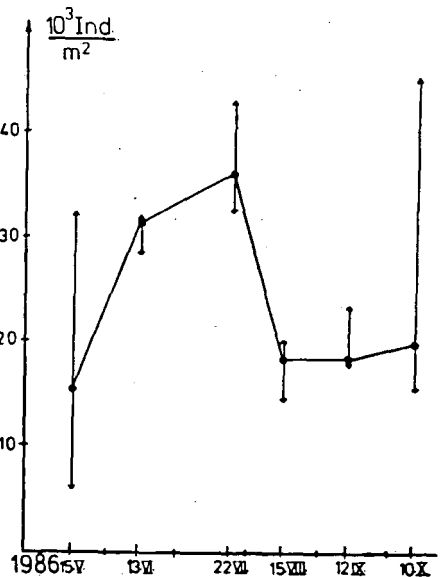


Abb. 2: nicht geflügte Variante

Entwicklung der Abundanz der Enchytraeiden im Lauf der Vegetationsperiode 1986. Dargestellt sind Mediane, Minima und Maxima der gefundenen Individuendichten.

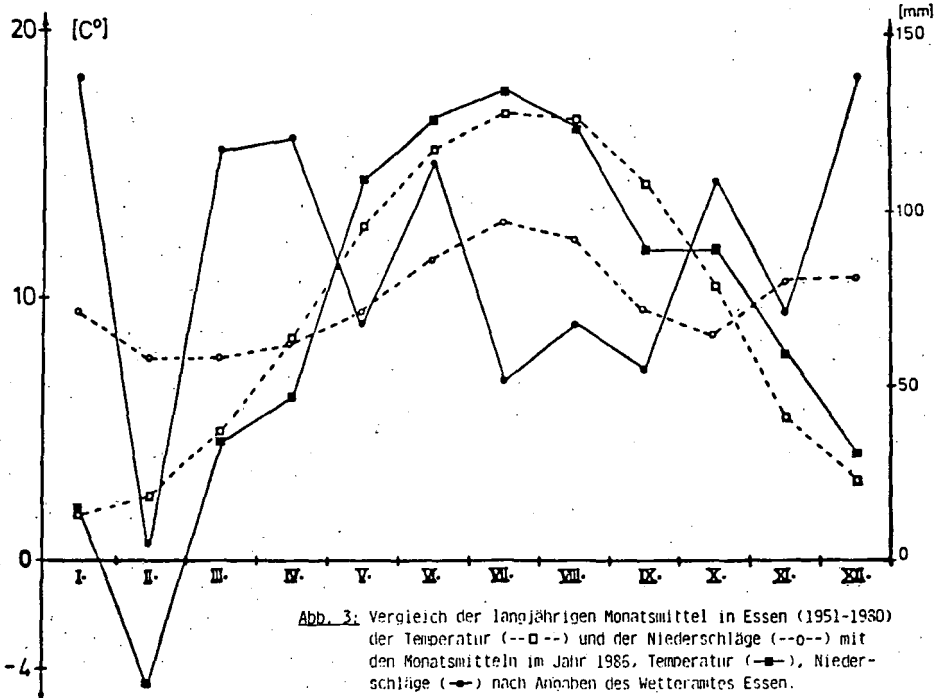


Abb. 3: Vergleich der langjährigen Monatsmittel in Essen (1951-1980) der Temperatur (---□---) und der Niederschläge (---○---) mit den Monatsmitteln im Jahr 1985, Temperatur (—■—), Niederschläge (—●—) nach Angaben des Wetteramtes Essen.

	Fl. p.		Fl. o.	
Gesamtindividuenzahl	905		1085	
juvenile Exemplare (% Ges.i.z.)	77,9 %		81,5 %	
adulte Exemplare (% Ges.i.z.)	22,1 %		18,5 %	
als adulte Exemplare bestimmte Arten	Dominanz (% adult.E.)	Frequenz (% Stichpr.)	Dominanz (% adult.E.)	Frequenz (% Stichpr.)
<i>Fridericia perrieri</i>	26,5	100	30,85	100
<i>Fridericia paroniana</i>	23,5	100	22,4	100
<i>Achaeta bohemica</i>	18,5	75	18,4	70
<i>Achaeta camerani</i>	16,5	70	18,4	70
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	15,0	70	9,95	50

Tab. 1: Vergleich der gepflügten Fläche (Fl. p.) und der nichtgepflügten Fläche (Fl. o.) hinsichtlich des Enchytraeidenbestandes, der im Laufe der Vegetationsperiode 1986 erhoben wurde; Verhältnis adult/juvenil, Dominanz und -Frequenz

13.VI.

15.VIII.

Tab. 2:

Vergleich zweier Proben aus der gepflügten Flächen (Fl.p.) hinsichtlich der Individuen je Horizontprobe, Glühverlust in % TG und Wassergehalt in %. Die Angabe der Wassergehalte bezieht sich auf Mischproben der Probefläche, nicht auf die Probe selbst.

Tiefe [cm]	Ind. Pr	Glüh- vert. %TG	% H ₂ O	Tiefe [cm]	Ind. Pr	Glüh- vert. %TG	% H ₂ O
0-1	6	6,2	25,3	0-1	0	6,6	8,8
1-2	3	4,1		1-2	0	6,1	
2-4	3	4,4	25,9	2-4	0	3,7	10,1
4-6	1	3,7		4-6	4	3,3	
6-8	2	3,5	26,0	6-8	2	3,0	15,7
8-10	1	2,0		8-10	4	5,6	
10-12	1	1,9	26,6	10-12	6	6,2	16,0
12-14	2	3,0		12-14	2	4,0	
14-16	5	6,8		14-16	2	3,7	
16-18	6	8,4		16-18	0	3,8	
18-20	5	3,8		18-20	0	2,4	
20-22	11	12,5	24,5	20-22	0	2,1	18,5
22-24	14	8,5		22-24	3	5,2	
24-26	2	3,7		24-26	2	3,8	
26-28	1	2,0	22,9	26-28	1	2,8	15,0
28-30	1	0,9		28-30	0	1,2	

Erosionsbedingtes Muster der Schwermetallverteilung einer
Ackerfläche auf LÖB an einer stark befahrenen Straße

von

Zuzok, A. und W. Burghardt*

1. Einleitung

Die in der Vergangenheit durchgeführten Untersuchungen der Schwermetallgehalte in Böden neben Verkehrswegen sind zahlreich, berücksichtigen aber nicht den Erosionseinfluß in Hanglagen. Der folgende Beitrag befaßt sich mit dem Einfluß einer verkehrsreichen Straße und der Erosion auf den Schwermetallgehalt einer Ackerkrume.

2. Standort und Methoden

Die Untersuchung erfolgte auf einer Parabraunerde auf LÖB zwischen Essen und Kettwig im Ruhrgebiet. Die Bodenproben stammten aus zwei durch eine Hauptverkehrsstraße getrennten Maisfeldern im oberen Bereich eines großen Hanges. Unterhalb der Straße lag Maisfeld I mit unterschiedlichen Neigungswinkeln (Abb.1)

Im Maisfeld I standen die Maisreihen quer zur Straße in Hangrichtung (Längsreihen). Sie waren aber durch einige Streifen mit Querreihen unterbrochen. Im Maisfeld II erfolgte eine Anpassung der Maisreihen an die Höhenlinien quer zum Gefälle. Der Bodenabtrag in Richtung Straße wurde dadurch behindert (Abb.1)

Zur Klärung der Frage, ob ein erosionsbedingtes Muster der Schwermetallverteilung besteht, wurden im Maisfeld I an den Quer- und zwischen den Längsreihen -zum Vergleich auch an zwei Stellen des Maisfeldes II und den beiden Straßenseiten- Bodenproben entnommen. Die Probenahme fand im August, einige Wochen vor der Maisernte statt. Beprobte wurde bis in 35 cm Tiefe, d.h. unter die Pflugsohle der 30 cm mächtigen Ackerkrume. An Stellen, wo sich erosionsbedingt eine Bodenauflage gebildet hatte, wurde deren Mächtigkeit gemessen, das Substrat vorsichtig abgekratzt und zur Untersuchung mitgenommen. In den Gruben wurden aus den Tiefen 0-2 cm, 2-5 cm, 5-25 cm sowie je 5 cm über und unter der Pflugsohle Bodenproben genommen, die beiden

*

Angewandte Bodenkunde/Ökologie,

Universität -GHS- Essen, 4300 Essen

letzten nochmals in 2 und 3 cm dicke Schichten unterteilt. Zur Feststellung der Rohdichte wurde der Boden mit Stechringen herausgenommen, für die restlichen Untersuchungen in Plastiktüten gefüllt. Außer dem Volumengewicht wurden im Labor der pH-Wert (in 0,01-m CaCl_2 -Bodensuspension), der C-Inhalt (gaschromatographisch) und im Königswasseraufschluß die Schwermetalle Cd, Pb, Zn, Ni und Cu bestimmt. Die Konzentrationsangaben in ppm wurden in mg/l mit Hilfe der Werte für die Rohdichte umgerechnet. Dadurch war es möglich, die Menge der Schwermetalle auf 1 m² bis in 30 cm Tiefe (=Ackerkrume) zu ermitteln.

3. Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 1 gibt die Bodenkennwerte am Bohrpunkt 9 wieder. In Abb.2a sind die Schwermetallgehalte der Ackerkrume in mg/m² bis 30 cm Tiefe dargestellt. Die Lage der Gruben, ihre Entfernung zur Straße sowie die Neigungswinkel des Maisfeldes sind aus der Abb.2 c zu ersehen.

Die Abbildung 2 a zeigt, daß in unmittelbarer Straßennähe die Gehalte sämtlicher Metalle drastisch erhöht werden. Diese Feststellung stimmt mit den Angaben in der Fachliteratur (z.B. Cool et al., 1980; Muskett und Jones, 1980; Golwer und Schneider, 1973) überein. Mit einer Entfernung bis ≤ 35 m nehmen bis zur Grube 3 die Schwermetallgehalte -mit Ausnahme von Cd- ab. Im weiteren Hangverlauf gewinnt zunehmend die Neigung an Bedeutung. Dies spiegelt auch die Dicke der erosionsbedingten Bodenaufgabe wieder, die zum ersten Mal bei Grube 3 als dünne Schicht von wenigen Millimetern erkannt wurde und in Abhängigkeit von Längs- und Querreihen mehr oder weniger zunimmt (Abb.2 b).

Eine erosionsbedingte Auflagenbildung weist auf den Transport des Bodens und der an ihn gebundenen Stoffe hin. Bei Pb und Zn wird dies schon im oberen Ackerbereich zwischen den Gruben 3 und 4 deutlich. Bis zur Grube 7, also in einem Abstand von fast 200 m zur Straße, nehmen die Schwermetallgehalte zu.

Durch die Querreihen des Feldes I wurde im Untersuchungsjahr ein über den gesamten Hang hinweg erfolgreicher Bodenabtrag unterbunden. Es wurde aber auch sichtbar, daß bereits über Entfernungen < 25 m ein Bodenabtrag erfolgte. Es ist daher nicht auszuschließen, daß von der Erosion bereits der aus dem Verkehr mit Schwermetallen angereicherte Boden zwischen Straße und Grube erfaßt und ins weitere Feld getragen wurde.

Bei den Bodenproben aus der Grube 5 fällt ein Minimum für den Zn-, Pb- und Cd-Gehalt auf. Hier beginnt die stärkste Neigung des Ackers von 4,1 Grad. An dieser Stelle konnte der Boden jahrelang vermehrt abgeschwemmt werden und stets nahm die Mächtigkeit der Ackerkrume ab. Beim Pflügen auf 30 cm Tiefe wurde der Boden unterhalb der Ackerkrume nach oben befördert und mit ihr vermengt. Wie die Laboruntersuchungen des Bodens unterhalb der Ackerkrume gezeigt haben, sind dort besonders die Elemente Pb, Zn und Cd im Vergleich mit dem Oberboden in wesentlich geringerer Menge enthalten (Tab. 2). Durch die ständige Einmischung des Unterbodens kommt es auf diese Weise zu einem Verdünnungseffekt, wie er auch von den C-Gehalten bekannt ist. Bei Ni und Cu ist solche Verdünnungswirkung nicht möglich, da ihre Anteile im Unter- und dem dazugehörenden Oberboden gleich hoch sind.

Um die Verdünnungswirkung im Feld I zu überprüfen, wurden die Schwermetallgehalte des Ober-(0-30 cm) mit dem des Unterbodens (30-35 cm) korreliert. Dabei hat sich herausgestellt, daß ein Zusammenhang bei Pb ($r=0,876$) und Cd ($r=0,612$) besteht. Bei Zn ($r=0,347$) ist der Korrelationskoeffizient niedrig, so daß in diesem Fall der im Bohrpunkt 5 festgestellte Einfluß des Unterbodens nicht auf alle Untersuchungspunkte übertragen werden kann.

Als ein möglicher weiterer Faktor der erosionsbedingten Differenzierung der Schwermetallgehalte muß auch die Korngrößensortierung durch die Erosion angesehen werden. Dies wurde jedoch in dieser Arbeit nicht detailliert untersucht. Doch die Schwermetallwerte in Tab.2 zeigen in der Auflage schwankende Gehalte, die teils mit dem Humusgehalt wechseln, aber auch durch geringere Tongehalte bedingt sein können.

Es stellt sich die Frage nach dem Anteil der Faktoren Krümmenverflachung, Korngrößensortierung und Straßeneintrag am Muster der Schwermetallverteilung der untersuchten Fläche. Ein Vergleich der Schwermetallgehalte der Gruben 4 bis 9 mit denen des Maisfeldes II (Gruben 11 und 12) sowie weiterer fünf vom Straßenverkehr unbeeinflusster Äcker aus der näheren Umgebung (Tab.3) ergab ein relativ einheitliches Niveau. Der Straßeneintrag wird daher den Schwermetallgehalt in der Hangfläche nicht dominierend bestimmen. Dies erklärt sich aus der Abhängigkeit der Erosion von der Hanglänge. Das von Schwermetalleintrag aus dem Verkehr betroffene Hangstück ist für eine starke Erosion des Bodens noch zu kurz. Eine bedeutende Rolle bei der Schwermetallverteilung ist hingegen dem Krümmenabtrag

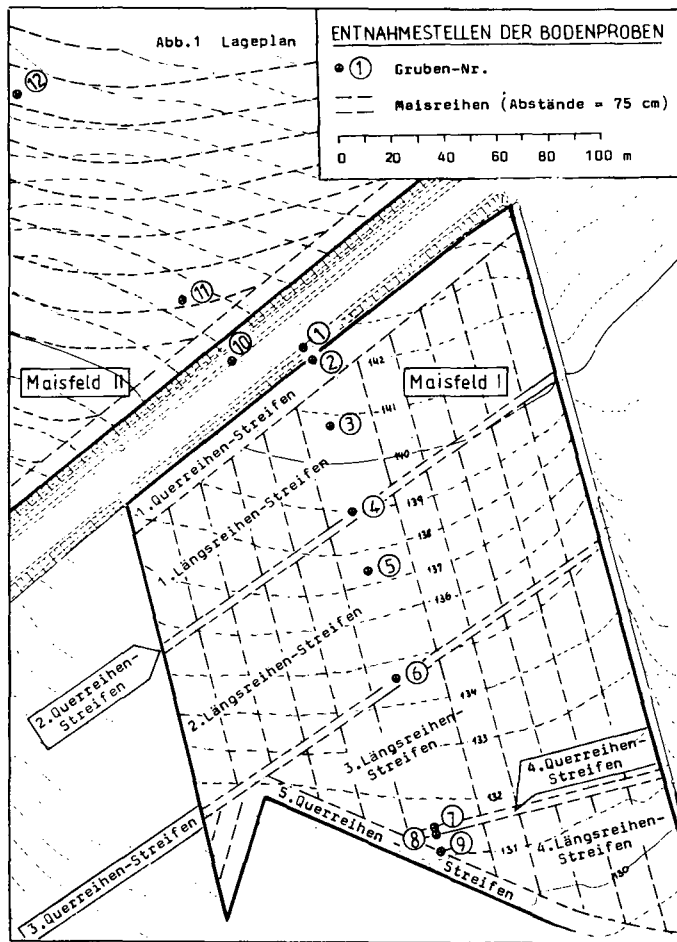
durch Erosion und der dadurch bedingten Einmischung von Unterbodenmaterial in die Krume beizumessen. Damit erfolgt durch die Erosion eine großräumige Differenzierung des flächenhaften Schwermetalleintrages aus der Atmosphäre. Damit lassen sich jedoch nicht alle Verteilungsmuster erklären, so daß noch mit weiteren Einflüssen gerechnet werden muß.

Literatur:

- Cool, M., F.Marcoux, A.Paulin u.M.C.Mehra (1980): Metallic Contaminants in Street Soils of Moncton, New Brunswick, Canada, Bull.Environm. Contam.Toxicol, 25, 409 - 415
- Golwer, A. u. W.Schneider (1973): Belastung des Bodens und des unterirdischen Wassers durch Straßenverkehr. gwf-wasser/abwasser 114, 154 - 165
- Kloke, A. (1980): Richtwerte '80, Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden.Mitt. VOLUFA, H. 1-3
- Muskett, C.J. u. M.P.Jones (1980): The Dispersal of Lead, Cadmium and Nickel from Motor Vehicles and Effects on Roadside Invertebrate Macrofauna. Environmental Pollution (Series A) 23, 231 - 242

Horizont	Tiefe	T	U	S	pH	Pb	Zn	Cd	Ni	Cu
	cm									
Ap	- 30	12	83	5	6,1	47	108	0,9	15	14
Bt Sd	- 84	20	76	4	-	12	46	0,2	22	13
C Sd	-112	18	79	3	-	11	39	0,2	22	13

Tab. 1 Bodenkennwerte am Unterhang (Grube 9)



Auf- lage	Tiefe	C	Pb	Zn	Cd	Ni	Cu
	cm	%	ppm				
+	+2 - +4	1,23	59	106	0,7	15	15
	0 - +2	1,06	48	87	1,6	13	12
Ackerkrume	0 - 2	1,51	52	112	0,8	15	15
	- 5	1,44	58	111	0,9	15	15
	- 25	1,65	60	115	1,0	15	15
	- 27	1,55	62	109	1,0	19	16
	- 30	1,25	60	108	1,0	19	15
Pflug- sohle	- 32	0,64	36	70	0,6	25	15
	- 35	0,47	28	51	0,2	23	14

Tab.2 C- und Schwermetallgehalte in Grube 6

	Pb	Zn	Cd	Ni	Cu
	ppm				
Grube 11	52	125	1,0	19	15
Grube 12	49	130	0,9	21	17
Standort 1	55	126	-	-	-
Standort 2	44	107	-	-	-
Standort 3	47	122	-	-	-
Standort 4	45	124	-	-	-
Standort 5	48	123	-	-	-

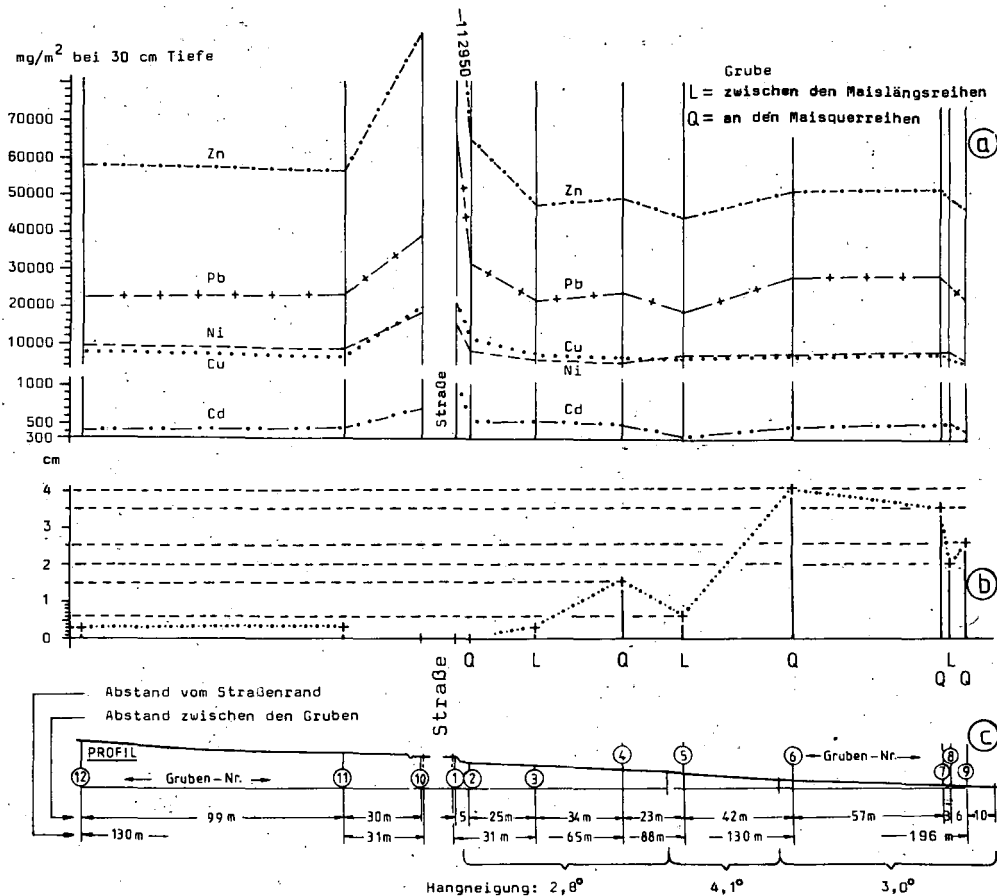
Tab.3 Schwermetallgehalte in der Krume benachbarter Äcker

Abb.2

a) Schwermetallgehalte der Gruben in mg/m^2 bei 30 cm Tiefe

b) Auflagendicken

c) Profil des untersuchten Geländes, Lage der Gruben, ihre Entfernungen voneinander sowie ihre Abstände zur Straße



Rekultivierungsprobleme beim Bau von unterirdischen Fernwärmeleitungen durch landwirtschaftlich genutztes Gelände

von

Zwölfer, F.*)

1. Vorbemerkung

Der Bau von unterirdischen Leitungen bedeutet in jedem Falle einen starken Eingriff in die Struktur gewachsener Böden. Häufig sind Folgeschäden auch auf die Verfüllung des Leitungsgrabens mit ungeeignetem Bodenmaterial zurückzuführen. Diese Schäden sind bei einem Trassenverlauf durch landwirtschaftlich genutztes Gelände am Bestand der Kulturen auch für den Laien erkennbar und bereiten daher den Versorgungsunternehmern zunehmend Schwierigkeiten. Durch bodenkundliche Voruntersuchungen und Empfehlungen kann hier vieles gebessert werden. Dem Bodenkundler bietet sich dabei die Möglichkeit, wirksam zum Bodenschutz beizutragen.

2. Wichtige Ursachen einer negativen Bodenbeeinflussung durch Fernwärmeleitungen

Vergleichende feldbodenkundliche Untersuchungen an einer bestehenden Fernwärmeleitung im Oberrheintal haben gezeigt, daß Trockenschäden am Getreide im Sommer nur dort auftraten, wo der Graben mit ungeeignetem Bodenmaterial (Kies) verfüllt war. Dies spricht dafür, daß in erster Linie Fehler bei der Rekultivierung als Schadensursache in Frage kommen und nicht durch Wärmezufuhr bedingte Austrocknung des Bodens.

Im Bereich des Baugrabens sind folgende Schadensursachen von praktischer Bedeutung:

- zu geringe Tiefenlage der Leitung
- Auffüllung mit ungeeignetem Bodenmaterial
- Verdichtung des Auffüllmaterials
- Sonderfälle: z.B. Aufkalkung saurer Sandböden durch Beimischung von kalkhaltigem Untergrund mit negativen Auswirkungen auf den Anbau von Sonderkulturen (z.B. Tabak).

*)
Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Albertstr.5, 7800 Freiburg i.Br.

Auf den beanspruchten Flächen neben dem Baugraben sind in erster Linie Verdichtungsschäden zu erwarten. Sie sind besonders intensiv und tiefgreifend, wenn LN-Flächen als Baustraße benutzt werden.

3. Eignung verschiedener Bodenarten für die Rekultivierung

Es ist zu unterscheiden zwischen

- a) der primären Eignung einer Bodenart in ungestörter Lagerung als Pflanzenstandort (von der Bodenart sind insbesondere abhängig: Nährstoffbindungsvermögen, Wasserhaushalt, Durchlüftung) und
- b) der Empfindlichkeit einer Bodenart für negative Veränderungen durch mechanische Beanspruchung (Verdichtung).

Hinsichtlich dieser beiden Eigenschaften müssen gleiche Bodenarten oft ganz unterschiedlich bewertet werden:

Bodenart	Eignung als Pflanzenstandort	Verdichtungsgefährdung
Kies, Sand	schlecht	sehr gering
lehmgiger Sand	mittel	gering
Schluff	gut	hoch, aber bei Schüttung in trockenem Zustand leicht zerfallend
Lehm	sehr gut	hoch, in trockenem Zustand teilweise zerfallend
Ton	mittel (schlecht)	sehr hoch, nicht zerfallend

Aus bodenmechanischer Sicht wären also Sand und Kies am besten geeignet, sie sind jedoch als Pflanzenstandort von geringem Wert und daher in der Gesamtbeurteilung als für die Rekultivierung schlecht oder nicht geeignet anzusehen. Tone sind infolge ihrer nahezu irreversiblen Verdichtungsgefährdung für die Rekultivierung schlecht geeignet.

Kulturfähig sind in der Regel lehmige Sande, Schluffe und Lehme. Insbesondere bei Schluff und Lehm ist aber auf den richtigen Feuchtezustand (Konsistenz) bei den Erdarbeiten zu achten.

4. Bodenkundliche Voruntersuchungen

Eine sinnvolle bodenkundliche Beratung setzt die bodenkundliche Aufnahme der Trasse durch Bohrstocksondierungen voraus. Zweckmäßigerweise werden die Ergebnisse in Längsschnitten dargestellt. Dabei ist zu unterscheiden:

- humoser Oberboden (Mutterboden), der allgemein seitlich gelagert und wieder verwendet wird
- kulturfähiger Unterboden, der an Ort und Stelle wiederzuverwenden ist
- kulturfähiger Unterboden, der nur in anderen Bauabschnitten wiederzuverwenden ist
- nicht kulturfähiger Unterboden und Untergrund.

Liegen solche Untersuchungen nicht vor, so wird in der Praxis lediglich zwischen Mutterboden und Unterboden unterschieden und häufig ungeeignetes Material (z.B. Kies) direkt unter der Krume eingebaut.

5. Bodenkundliche Beratung

Bodenkundliche Empfehlungen müssen vor Ausschreibung der Bauarbeiten vorliegen, da sonst ihre Einhaltung nicht mehr durchzusetzen ist. Im folgenden wird eine Zusammenstellung wichtiger Empfehlungen vorgestellt.

5.1 Allgemeine Grundsätze

- Rekultivierungsarbeiten setzen mit dem Beginn der Baumaßnahme, also dem Abschieben des Mutterbodens ein;
- Mutterboden darf nicht mit Unterboden vermischt werden;
- kulturfähiger Unterboden darf nicht mit schlecht oder nicht geeignetem Boden vermischt werden;
- der Kulturboden ist vor Verdichtung und Vernässung zu schützen, unvermeidbare Verdichtungen müssen durch Lockerung beseitigt werden;
- bei der Verfüllung der Baugrube ist der Aufbau eines 1 m mächtigen Bodens bestehend aus 0,3 m Mutterboden und 0,7 m kulturfähigem Unterboden anzustreben;
- die Arbeiten sind witterungsabhängig: trockenes Wetter und abgetrockneter Boden sind unabdingbare Voraussetzungen des Erfolgs.

5.2 Abschieben und Zwischenlagerung des Mutterbodens

- Abschieben des Mutterbodens mit Moorraupe (Pressung unter der Kette höchstens 40 kN/m², Kettenbreite nicht unter 500 mm);
- Anlage der Mutterbodenmiete trapez- oder wallförmig (Höhe maximal 1,5 m), Miete darf nicht befahren werden;
- bei einer Lagerungszeit von mehr als 3 - 4 Monaten Begrünung der Miete oder Abdecken mit Stroh bzw. perforierter Plastikfolie (Schutz vor Vernässung und Erosion).

5.3 Aushub und Zwischenlagerung des kulturfähigen Unterbodens

- der für die Rekultivierung der Baugrube an Ort und Stelle vorgesehene Unterboden sollte möglichst rändlich gelagert werden; überschüssige kulturfähige Bodenmassen sollten in besonderen Zwischenlagern deponiert werden für Zwecke evtl. erforderlichen Bodenaustauschs;
- der kulturfähige Unterboden darf nicht mit Lastwagen befahren werden; der Bagger sollte nicht auf dem kulturfähigen Unterboden stehen (Hochlöffelbagger).

5.4 Réstaushub

Die nach Abgrabung von Mutterboden und kulturfähigem Unterboden noch auszuhebenden Bodenschichten dürfen keinesfalls auf den Zwischenlagerungsflächen für kulturfähigen Boden deponiert werden; sie sind also abzufahren.

5.5 Behandlung von verdichteten Flächen neben dem Graben

Ist die Befahrung landwirtschaftlich genutzter Flächen mit schwerem Gerät (Lastwagen, Rohrverlegungsmaschinen) unvermeidlich (anzustreben ist immer, daß hierfür ein vorhandener Weg benutzt wird), so ist in Abhängigkeit von Bodenart und Witterung u.U. mit sehr starken Verdichtungen zu rechnen. Vor allem bei Tonböden können diese Verdichtungen irreversibel und nur durch Bodenaustausch zu beseitigen sein. Der Bodenaustausch hat mit kulturfähigem Unterboden zu erfolgen.

5.6 Rekultivierung

Verfüllung der Baugrube:

- Verfüllung des oberen Meters mit kulturfähigem Unterboden
- rändlich lagernden Unterboden mit der Moorraupe in die Baugrube schieben

- jegliche Verdichtung des angefüllten Kulturbodens vermeiden.

Andeckung des Mutterbodens:

Der Mutterboden wird mit der Moorraupe gleichmäßig über die beanspruchte Fläche verteilt.

Lockerung:

Nach Andecken des Mutterbodens ist die gesamte beanspruchte Fläche mit dem Wippscharlockerer 80 cm tief intensiv zu lockern (Arbeitsrichtung diagonal zur vorwiegenden Befahrungsrichtung). Ein Lockerungserfolg ist nur bei trockenem Boden möglich.

Begrünung und Reaktivierung des Bodenlebens:

Nach der Lockerung sind die Flächen möglichst bald zu begrünen. Die Wahl der Kulturart ist von der Jahreszeit abhängig. Zu bevorzugen sind tiefwurzelnde Pflanzen mit großer Wurzelaktivität. Der Anbau von Gründüngungspflanzen wird zur Anregung des Bodenlebens empfohlen.

Die Wiederbelebung der umgelagerten Bodenschichten wird 2 bis 3 Jahre dauern. In dieser Zeit kann noch nicht mit der vollen Ertragsfähigkeit des Bodens gerechnet werden. Durch Bewirtschaftungsfehler (Befahren bei zu feuchtem Boden) kann der Erfolg zu nichte gemacht werden.

6. Folgerungen

Voraussetzung für den Erfolg der Rekultivierung beim unterirdischen Leitungsbau ist die rechtzeitige Erstellung eines bodenkundlichen Gutachtens mit Darstellung der Bodenverhältnisse in großmaßstäblichen Längsschnitten und die Einhaltung der bodenkundlichen Empfehlungen bei der Planung und Durchführung der Erdarbeiten.

Die hier vorgestellten Empfehlungen sollten im Fachkreis diskutiert werden und nach Änderungen und Erweiterungen als Grundsätze der Rekultivierung in einer DIN-Norm oder einem DVWK-Regelwerk Eingang finden.



Referate

Gemeinsame Sitzung der Kommissionen I und IV

am

23. und 24. April 1987

in

BAYREUTH



Gradientenbildung und Nährstofftransport in der Rhizosphäre
von

Claassen, N. und A. Jungk*

Nur Nährstoffe, die sich an der Wurzeloberfläche befinden, können von der Pflanze aufgenommen werden. Demzufolge ist der Transport von Nährstoffen zur Wurzel eine Voraussetzung für ihre Aufnahme in die Pflanze. Grundsätzlich findet ein Massentransport nur statt, wenn ein Potentialgefälle besteht. Dieses Potentialgefälle wird von der Pflanze selbst ausgelöst, indem sie Wasser und Nährstoffe aufnimmt. Durch die Wasseraufnahme werden Nährstoffe durch Massentransport oder Konvektion zur Wurzel transportiert. Ist die so transportierte Menge kleiner als die Aufnahme der Pflanze, dann wird die Konzentration in Wurzelnähe erniedrigt. Das dadurch entstandene Gefälle im chemischen Potential löst den Transport durch Diffusion in Richtung auf die Wurzel aus. Die durch diesen Mechanismus transportierte Menge hat für die Nährstoffe P und K im allgemeinen vorrangige Bedeutung, da ihre Konzentration in der Bodenlösung relativ gering ist.

Die Arbeit hat das Ziel, solche Nährstoffgradienten in der Rhizosphäre zu messen und die Faktoren zu quantifizieren, die sie beeinflussen. Im Vergleich dazu werden diejenigen Konzentrationsgradienten errechnet, die notwendig sind, um einen Diffusionsfluss vom Boden zur Wurzel zu gewährleisten, der den im Feld gemessenen Aufnahmeraten der Pflanzen entspricht.

P- und K (Rb)-Gradienten in der Rhizosphäre

Abbildung 1 (Claassen et al. 1981b) zeigt Konzentrationsprofile von Rb in der Umgebung einer Maiswurzel in einem Sandboden (uS). Sie wurden durch quantitative Autoradiographie (Claassen et al. 1981a) mit Rb als Tracer für K erzielt. Schon innerhalb eines Tages sinkt die Rb-Konzentration an der Wurzeloberfläche auf ein Drittel des Ausgangswertes ab. Dieser wird bei längerer Aufnahmedauer kaum noch weiter erniedrigt. Der so entstandene steile Konzentrationsgradient verursacht einen Fluss von Rb aus dem Boden zur Wurzel, der in 4 Tagen zu einer Ausdehnung der Verarmungszone von ca. 4 mm geführt hat. Diese Abbildung macht deutlich, dass die Nähr-

* Institut für Agrikulturchemie, Universität Göttingen, von-Siebold-Str. 6, D-3400 Göttingen.

stoffmenge, die einem Wurzelabschnitt zur Verfügung steht, durch das Ausmass der Absenkung und die Ausdehnung der Verarmungszone gegeben ist. Der Grad der Absenkung und damit die Steilheit des Konzentrationsgradienten hängt von der Fähigkeit der Pflanze zur Konzentrationserniedrigung ab. Die Ausdehnung der Verarmungszone ist dagegen eine Funktion der Beweglichkeit des Nährstoffs im Boden, also eine Bodeneigenschaft, die durch den effektiven Diffusionskoeffizienten, D_e , beschrieben wird. Die Ausdehnung der Verarmungszone ΔX kann mit der Formel $\Delta X = \sqrt{2 D_e t}$ ermittelt werden, wobei t die Zeit ist. Der Einfluss der Bodenart auf die Ausdehnung der Verarmungszone ist in Abb. 2 erkenntlich. Je höher der Tonanteil ist, umso stärker ist die Bindung des Rb und umso geringer seine Beweglichkeit. Dies drückt sich im effektiven Diffusionskoeffizienten aus; er beträgt 0,4; 1,1 bzw. $1,5 \cdot 10^{-7} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$. Daraus errechnet sich eine Ausdehnung der Verarmungszone von 1,4; 2,4 bzw. 2,8 mm für die Böden mit 4,4; 12 bzw. 21% Ton.

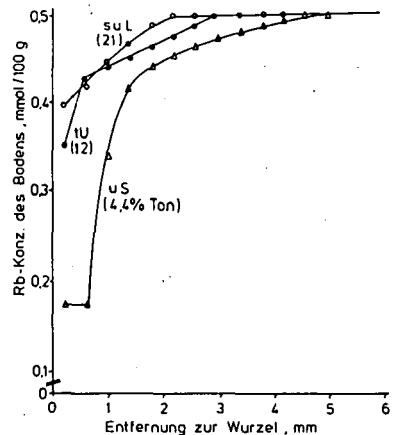
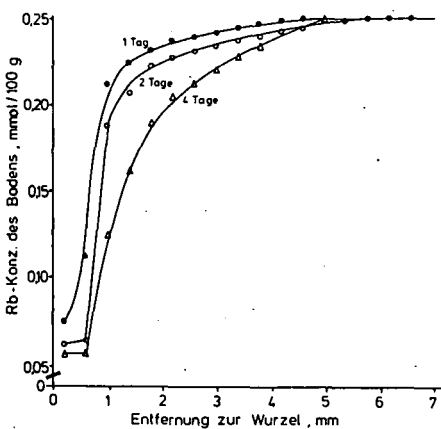


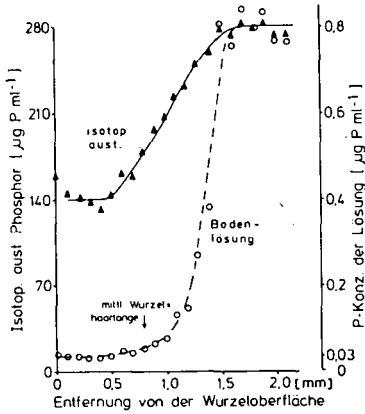
Abb. 1: Grad und Ausdehnung der Rb-Verarmung eines Sandbodens in Wurzelnähe bei unterschiedlichem Alter des Wurzelabschnitts

Abb. 2: Grad und Ausdehnung der Rb-Verarmung in Wurzelnähe bei unterschiedlicher Bodenart. Wurzelalter im untersuchten Abschnitt 3 Tage

In Abb. 3 (Hendriks et al. 1981) ist das Konzentrationsprofil des isotopisch austauschbaren und in der Bodenlösung befindlichen P um eine Maiswurzel in einem Sandboden dargestellt. Um ausgeprägtere Gradienten zu erhalten, wurde der Boden mit 10 mg P/100 g Boden gedüngt. Dadurch wurde zugleich die Pufferung erniedrigt und somit die Beweglichkeit von P erhöht.

Abb. 3:

Konzentration des isotopisch austauschbaren Phosphats und Phosphatkonzentration der Bodenlösung in der Umgebung eines 3 Tage alten Maiswurzelschnitts.



Aus Abb. 3 ist ersichtlich, dass auch eine P-Verarmung um die Wurzel entsteht, die sich bis 1,5 mm erstreckt. Während das isotopisch austauschbare P bis auf 50% erniedrigt wird, sinkt die P-Konzentration der Bodenlösung bis auf 4% des Ausgangswertes ab. Auffallend ist die annähernde Konstanz der Konzentration im Bereich sehr nahe der Wurzel. Bei alleiniger P-Aufnahme durch die Wurzelachse müsste sich der steile Gradient im Boden bis zur Wurzeloberfläche fortsetzen. Der flache Teil der Kuve lässt vermuten, dass die Wurzelhaare wesentlich an der P-Aufnahme beteiligt sind.

Berechnung von notwendigen Gradienten

Die Diffusion von Nährstoffen findet in der Lösungsphase des Bodens statt (Rowell et al., 1967). Demnach sind die Konzentrationsgradienten in der Bodenlösung die treibende Kraft für die Diffusion von Nährstoffen im Boden. Hieraus resultiert die Frage: wie gross müssen diese Gradienten sein, um eine Pflanze im Felde zu ernähren? Barraclough (1986) hat eine Formel entwickelt, mit der die Konzentrationsdifferenz ΔC_1 zwischen Boden und Wurzel errechnet werden kann, wenn die Influxrate, I_n (pro cm Wurzel), bekannt ist. Diese Formel beruht auf den Gesetzmässigkeiten der Diffusion und zwar auf dem "Stady state"-Modell von Baldwin et al. (1973).

$$\Delta C_1 = \bar{C}_1 - C_{1r_0} = -\frac{I_n}{4\pi D_1 \theta f} \left(1 - \frac{1}{1 - \pi r_0^2 L_v} \ln \frac{1}{\pi r_0^2 L_v} \right)$$

- \bar{C}_1 : mittlere Konzentration der Bodenlösung
 C_{1r_0} : Konzentration an der Wurzeloberfläche
 D_1 : Diffusionskoeffizient in Wasser
 θ : vol. Wassergehalt des Bodens
 f : Widerstandsfaktor
 r_0 : Wurzelradius
 L_V : Wurzellängendichte

Tab. 1: Notwendige Konzentrationsdifferenz in der Bodenlösung (ΔC_1) zwischen dem Boden und der Wurzeloberfläche um den Transport von P bzw. K durch Diffusion zur Wurzel zu gewährleisten. Influxraten (I_n) sind Werte für die Hauptwachstumszeit.

Pflanzenart	I_n		ΔC_1	
	$\text{mol} \times 10^{-14} \text{cm}^{-1} \text{s}^{-1}$		$\mu\text{mol/l}$	
	P	K	P	K
W-Weizen	0,9	9	6* (4)**	27*
W-Gerste	1,6	10	11 (7)	31
Z-Rübe	2,5	25 ⁺	19 (11)	86

W-Weizen ⁺⁺				
Wurzelhaare	0,045		0,4	

*) Ausdehnung der Verarmungszone, ΔX , = halber mittlerer Abstand zwischen den Wurzeln bzw. Wurzelhaaren

***) $\Delta X = 2,5 \sqrt{D_e t} = 0,087$

$$D_e = D_1 \theta f/b = 0,89 \cdot 10^{-5} \cdot 0,26 \cdot 0,24/400 = 1,4 \cdot 10^{-9} \text{cm}^2 \text{s}^{-1}$$

t = 10 Tage

+.) nicht direkt gemessen; Annahme K-Gehalt im Spross = 10 x P-Gehalt.

++) Annahme: die gesamte P-Aufnahme erfolgt über die Wurzelhaare. Gesamtlänge der Wurzelhaare 20 cm/cm Wurzel.

Die Tabelle zeigt, dass die errechneten ΔC_1 -Werte je nach Pflanzenart 6 bis 19 $\mu\text{mol P/l}$ und 27 bis 86 $\mu\text{mol K/l}$ betragen. Sie sind für Zuckerrübe erheblich höher als für Weizen und Gerste. Zu diesen Werten muss noch die Mindestkonzentration addiert werden, die für optimales Wachstum notwendig ist, um auf die Konzentration der Bodenlösung zu kommen. Diese Mindestwerte sind meist kleiner als 1 $\mu\text{mol/l}$, wie Versuche in Fließkulturen gezeigt haben (Breeze and Wild, 1984; Wild et al. 1979). Da die K-Konzentration der Bodenlösung

von Ackerböden im allgemeinen zwischen 100 und 1.000 $\mu\text{mol/l}$ liegt, können sich die notwendigen Gradienten einstellen, um die K-Versorgung der Pflanzen sicherzustellen. Da K im Boden relativ beweglich ist, kommt es jedoch oft zur Überlappung der Einzugsbereiche benachbarter Wurzeln. Daher kann die K-Konzentration während der Vegetationsperiode stark absinken, so dass trotz anfänglich hoher Konzentration K-Mangel entsteht. Wegen der um ein 10-faches geringeren Beweglichkeit von P im Boden kommt es dagegen kaum zur Überlappung der P-Einzugsbereiche und daher i.a. auch nicht zu einer starken Erniedrigung der P-Konzentration der Bodenlösung. Diese beträgt auf Ackerstandorten mit hohem Ertragspotential zwischen 1 und 30 $\mu\text{mol/l}$. Nach Tab. 1 müsste man manche Standorte demnach dem Mangelbereich zuordnen. Tatsache ist jedoch, dass Gerste und Weizen auf Standorten mit 1 bis 3 $\mu\text{mol P/l}$ noch Höchstertträge ohne P-Mangel erbringen und auch Zuckerrübe auf einem Standort mit 5 $\mu\text{mol P/l}$ nicht auf P-Düngung reagiert. Auch eine Korrektur der ΔC_1 -Werte, entsprechend der tatsächlichen Ausdehnung der Verarmungszone (Zahlen in Klammern) ändert die Aussage nicht. Demnach müssen ausser der Diffusion zur Wurzelachse noch andere Mechanismen an der P-Versorgung beteiligt sein. Hierzu gehört die Annahme, das P nicht nur von der Wurzelachse sondern auch von den Wurzelhaaren in grösserem Umfang aufgenommen wird und/oder dass die Wurzeln P-lösende Substanzen ausscheiden. Nimmt man an, dass P ausschliesslich von den Wurzelhaaren aufgenommen wird und behandelt die Wurzelhaare wie Wurzeln, so ergibt die gleiche Berechnung für Weizen, für den Messungen zum Wurzelhaaresatz vorliegen, dass die notwendige Konzentrationsdifferenz nur 0,4 $\mu\text{mol P/l}$ beträgt. Dieser Betrachtung zufolge reichen auch die geringen P-Konzentrationen der Bodenlösung für die volle P-Versorgung der Pflanzen aus.

Zusammenfassung

- Messungen mittels Autoradiographie haben gezeigt, dass es in Wurzelnähe zu einer starken Absenkung der P- und K (Rb)-Konzentration kommt.
- Die so entstehenden Konzentrationsgradienten lösen die Diffusion der Nährstoffe vom Boden zur Wurzel aus und es bilden sich konzentrische Verarmungszonen im wurzelnahen Boden aus.
- Die Ausdehnung der Verarmungszone ist von der Beweglichkeit des Nährstoffs im Boden abhängig; sie erstreckt sich nur über wenige Millimeter. Böden mit höherem Tonanteil binden K (Rb) stärker,

- sie reduzieren dessen Beweglichkeit und dadurch auch die Ausdehnung der Verarmungszone.
- Um festzustellen, ob der Boden ausreichend versorgt ist, wurde errechnet, welche P- und K-Konzentrationsgradienten notwendig sind, um einen ausreichenden Diffusionsfluss vom Boden zur Wurzel zu erzeugen. Es ergaben sich je nach Kulturart Werte von 27 bis 83 $\mu\text{mol K}$ und von 6 bis 19 $\mu\text{mol P/l}$ Bodenlösung.
 - Da landwirtschaftliche Kulturen auch bei geringeren P-Konzentrationen optimal wachsen, ist anzunehmen, dass Wurzelhaare und/oder Wurzelausscheidungen für die P- und K-Verfügbarkeit von Bedeutung sind.

Literatur

- Claassen, N., Hendriks, L. und Jungk, A. 1981a, Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd. 144, 306-316.
- Claassen, N., Hendriks, L. und Jungk, A. 1981b, Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd. 144, 533-545.
- Hendriks, L., Claassen, N. und Jungk, A. 1981, Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd. 144, 486-499.
- Rowell, D.L., Martin, H.W. und Nye, P.H. 1967, J. Soil Sci. 18, 204-222.
- Barraclough, P. 1986, im Druck.
- Baldwin, I.P., Nye, P.H. und Tinker, P.B. 1973, Plant and Soil 38, 621-635.
- Breeze, V.G. and Wild, A. 1984, J. of Exp. Bot. 35, 1210-1221.
- Wild, A., Woodhouse, P.I. and Hopper, M.I. 1979, J. of Exp. Bot. 30, 697-704.

Der Einfluß der Bodenbearbeitung auf Porenraumgliederung, ungesättigte Wasserleitung und Gasdiffusion

I. Porenraumgliederung und Wasserleitung

von

Ehlers, W. und K. Teiwes*

Die zunehmende Mechanisierung in der Feldwirtschaft erbrachte Arbeitserleichterung und arbeitswirtschaftliche Vorteile. Doch wurde auch die mechanische Belastung der Ackerböden durch tieferes Pflügen, häufigeres Befahren mit schwerem Gerät und größere Fahrspurdichte erhöht. Vielerorts wird daher die Befürchtung geäußert, die intensive Feldwirtschaft führe zu Gefügeschäden in Form von Bodenverdichtungen und der Zerstörung durchgängiger Porensysteme, wodurch Wasserleitung und Gasaustausch beeinträchtigt werden könnten.

Aus einem größeren Forschungsvorhaben soll an dieser Stelle über den Einfluß von Bodenbearbeitung und Fahrverkehr auf Porenraumgliederung, Wasserleitfähigkeit und Gasdiffusion berichtet werden. Dieser erste Bericht beschäftigte sich mit dem Wassertransport, der unmittelbar anschließende mit der Gasdiffusion.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an zwei Feldversuchen und Nachbarflächen durchgeführt. Versuch "Hohes Feld": Kolluvium über Parabraunerde mit 8-20% Sand, 65-81% Schluff und 15-18% Ton in 0-80 cm Tiefe. Auf "unbearbeitet" seit 1967 keine Bearbeitung, "bearbeitet" mit Ein-Schar-Wendepflug und Folgegeräten. Auf dem Versuch Einsatz nur leichter Geräte. Neben dem Versuch liegt die Variante "im Feld", einFeldschlag des Versuchsgutes Marienstein mit praxisüblichem Maschineneinsatz eines Großbetriebes. Versuch "Lausebrink": Schluffreiches Kolluvium mit höherem Tonanteil von 20-26%. Auf "reduziert bearbeitet" seit 1968 keine wendende Bodenbearbeitung, aber Saatbettbereitung mit Kreiselegge. Auf "bearbeitet" Mehrscharpflug und Folgegerät. Der Versuch wird mit schwerem Gerät belastet, ähnlich wie der Nachbarschlag "im Feld" des Versuchsgutes Marienstein.

* Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, von-Siebold-Str.8, 3400 Göttingen

Die Porengrößenverteilung wurde aus der pF-Charakteristik von Stechzylinderproben nach Vakuum-Sättigung abgeleitet. Mit Hilfe der Methode der schnellen Wasserverdunstung nach Arya et al. (1975) wurde an Stechzylinderproben nach kapillarer Wassersättigung die Wasserdiffusivität als Funktion des Wassergehaltes bestimmt (Ehlers 1976). Mit Hilfe der pF-Charakteristik (hier nach kapillarer Sättigung) wurde die ungesättigte Leitfähigkeit als Funktion der Wasserspannung berechnet.

Ergebnisse

Im Vergleich zum unbearbeiteten Boden liegt das Gesamtporenvolumen (GPV) in der Krume des bearbeiteten Bodens höher, sowohl im Versuch als auch auf dem Betriebsschlag (Abb. 1). An der Krumbasis ist die Einschnürung im GPV ausgeprägter auf der bearbeiteten Variante des Versuchs (Pflugsohle durch Einscharpflug) als neben dem Versuch "im Feld" (Mehrscharpflug). Auf dem Betriebsschlag scheint die Pflugsohlenverdichtung infolge schwerer Maschinen tiefer zu reichen, zu erkennen am vergleichsweise geringeren GPV unterhalb von 40 cm Tiefe. Im unbearbeiteten Boden fehlt die Pflugsohle und das GPV unterhalb von 40 cm liegt vergleichsweise am höchsten.

Die Unterschiede im GPV führen im wesentlichen zu Änderungen im Anteil der Grobporen $> 30 \mu$. Die kleineren Porenbereiche ändern sich dagegen nur unwesentlich.

Für die vier Bodentiefen ist die hydraulische Leitfähigkeit k als Funktion der Wasserspannung Ψ in Abb. 2 dargestellt. k kann bei gegebenen Ψ als eine Kenngröße des Bodens aufgefaßt werden, die alle Einflüsse des Bodens auf das Leitvermögen widerspiegelt. Die Einflüsse gehen vom Porengrößenanteil und der Porenkontinuität aus, die ihrerseits von der Korngrößenzusammensetzung (Textur-Einfluß) und der räumlichen Anordnung der festen Bodenbestandteile (Struktur-Einfluß) bestimmt werden. Die große Bedeutung des Porendurchmessers für die Wasserleitfähigkeit wird durch den starken Abfall von k mit zunehmender Wasserspannung deutlich. Der Struktur-Einfluß gibt sich an den unterschiedlichen Kurvenverläufen im niedrigen Ψ -Bereich (feuchter Boden) zu erkennen. In der oberen Bodenschicht (2-12 cm) wurden im niedrigen Ψ -Bereich auf der unbearbeiteten Variante deutlich höhere k -Werte bestimmt als in den beiden bearbeiteten Vergleichsböden. Im Ψ -Bereich über 100 cm Wassersäule liegen die k -Werte der bearbeiteten Böden vergleichsweise höher. In der nächst tieferen Bodenschicht (12-22 cm) ist k der Variante "unbearbeitet" nur bei 10 cm WS größer als auf den bearbeiteten Varianten. Bei höheren Ψ -Werten ist sie stets kleiner. Auch im Bereich der Bearbeitungsgrenze (32-42 cm) ist k bei 10 cm WS am höchsten bei "unbearbeitet", während im Unterboden (42-52 cm) sich die Kurvenverläufe annähern.

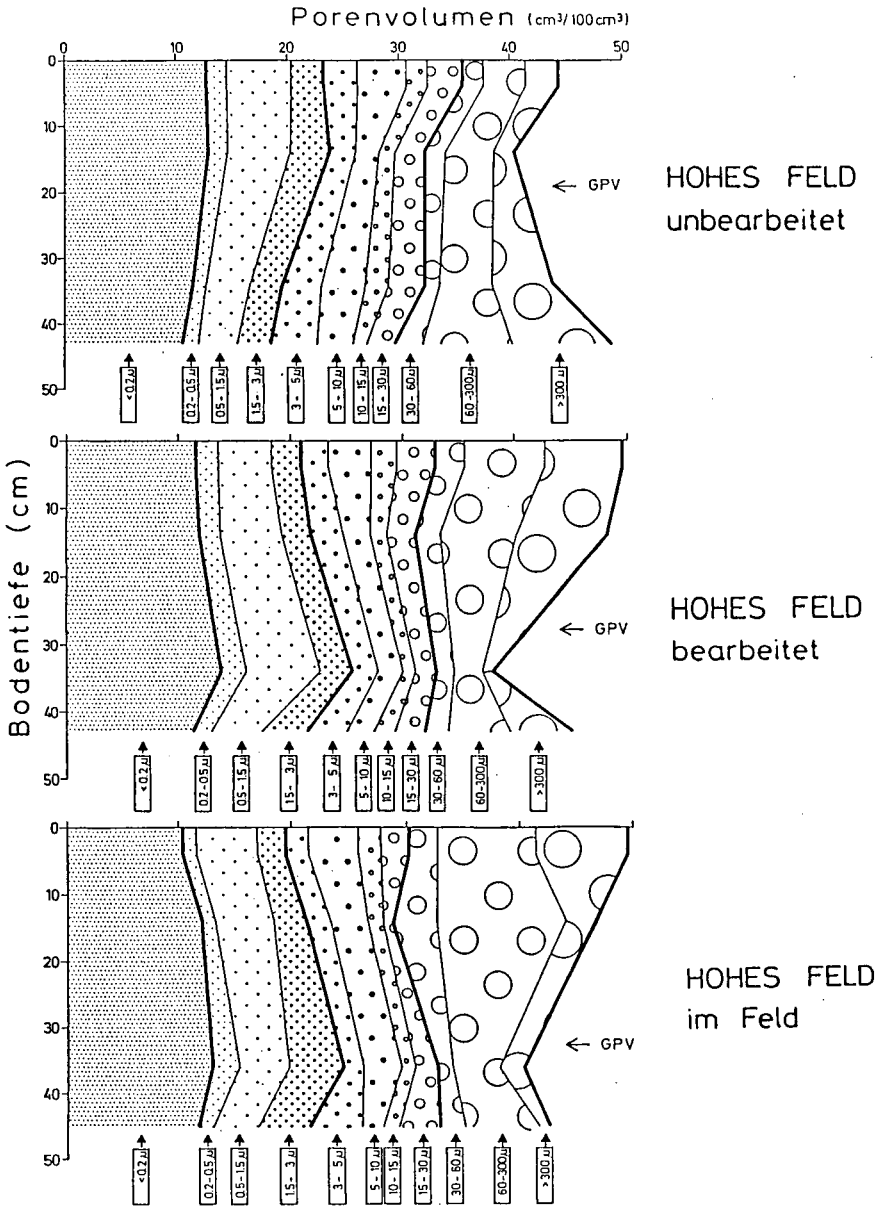


Abb. 1: Gesamtporenvolumen und Porengrößenverteilung der Varianten "unbearbeitet", "bearbeitet" und "im Feld" in Abhängigkeit von der Bodentiefe. (Hohes Feld, 1984)

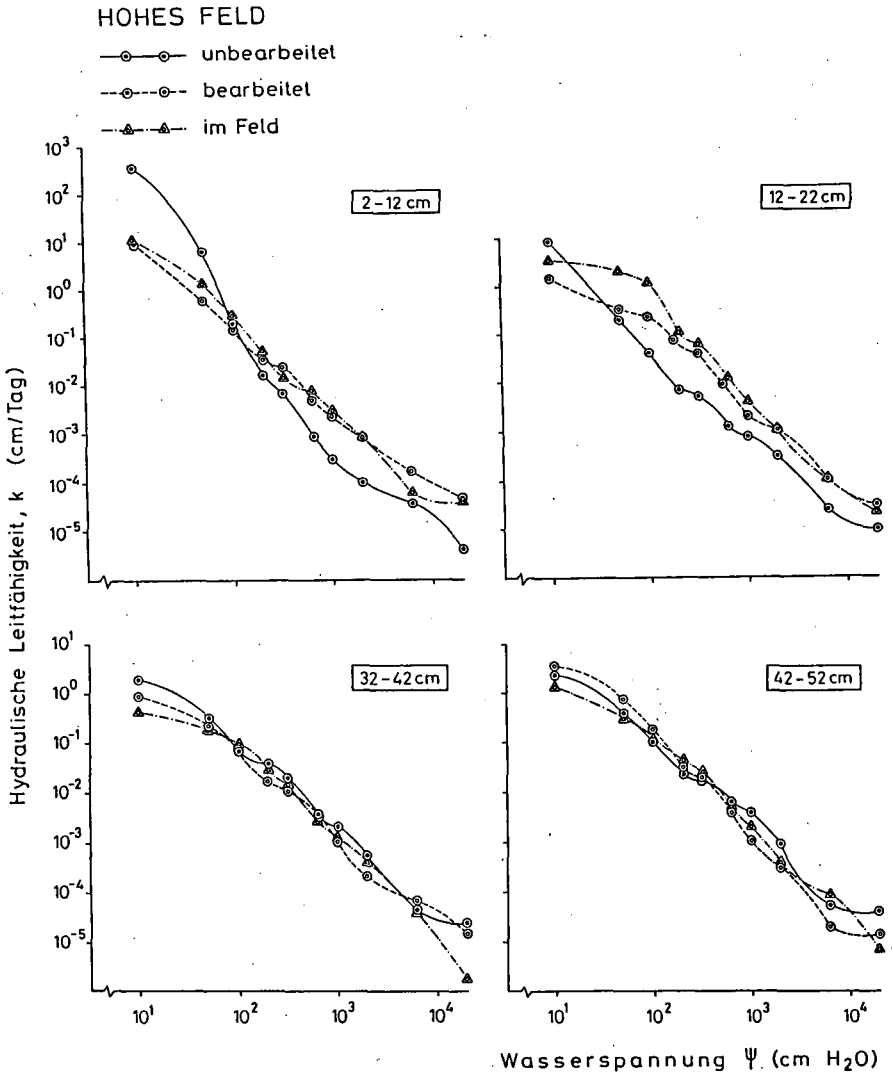
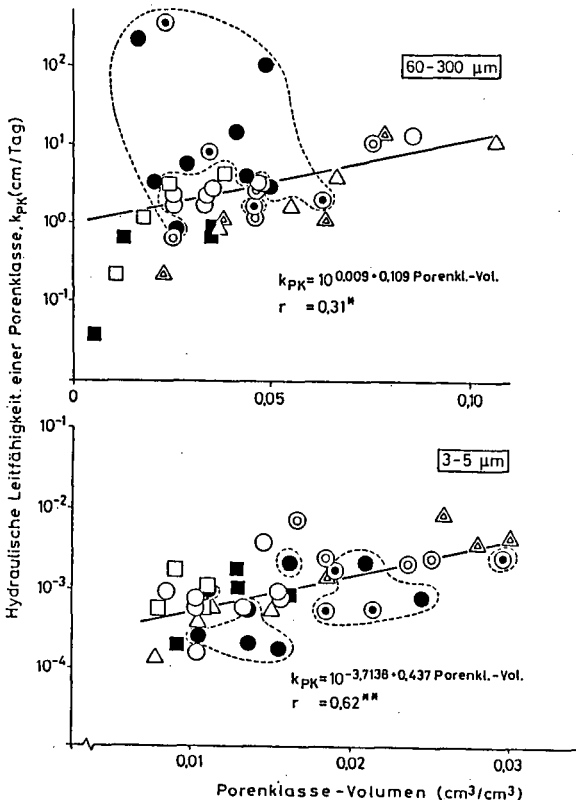


Abb. 2: Hydraulische Leitfähigkeit (k) in Abhängigkeit von der Wasserspannung (Ψ) für die Varianten "unbearbeitet", "bearbeitet" und "im Feld". (Hohes Feld, 1984)

Um den Einfluß des Anteils einer Porengrößenklasse am Gesamtvolumen auf die Höhe der hydraulischen Leitfähigkeit und darüber hinaus den speziellen Struktur-Einfluß deutlich machen zu können, wurde eine Darstellungsart gewählt, wie in

Abb. 3 gezeigt. Hier ist die hydraulische Leitfähigkeit einer Porenklasse k_{PK} als Funktion des Volumens dieser Porenklasse am Gesamtvolumen dargestellt. Die Darstellung enthält auch die Meßwerte des zweiten Feldversuchs "Lausebrink". Zu erkennen ist, daß k_{PK} der Porenklasse 3-5 μ um drei Potenzen niedriger liegt als k_{PK} der Porenklasse 60-300 μ . In beiden Porenklassen steigt k_{PK} mit dem Volumenanteil der Porenklasse. In den eingezirkelten Feldern liegen die Werte aus der Ackerkrume des unbearbeiteten bzw. des reduziert bearbeiteten Bodens aus beiden Versuchen. Die meisten Werte liegen deutlich über der Regressionsgeraden, deuten damit auf eine hohe Kontinuität der Poren 60-300 μ hin. Bei der kleineren Porenklasse (3-5 μ) liegen die Verhältnisse eher umgekehrt.

Nun kann man auch noch den Effekt des Porenklassevolumens und damit den Effekt des Fließquerschnitts auf k_{PK} dadurch eliminieren, daß man die Leitfähigkeit der Porenklasse normiert, indem man k_{PK} durch den entsprechenden Volumenanteil der Porenklasse dividiert. Man erhält dann ein Maß für die "spezifische hydraulische Leitfähigkeit" k_{SP} , die die gefügeabhängigen Einflüsse deutlich widerspiegelt.



HOHES FELD

- unbearbeitet
- ⊙ bearbeitet
- △ im Feld

LAUSEBRINK

- reduziert bearbeitet
- bearbeitet
- △ im Feld
- reduziert bearbeitet in der Fahrspur
- bearbeitet in der Fahrspur

Abb. 3:

Hydraulische Leitfähigkeit einer Porenklasse (k_{PK}) in Abhängigkeit vom Porenklasse-Volumen (Porenkl.-Vol.) (Hohes Feld, 1984; Lausebrink, 1984 und 1985)

Im unbearbeiteten Krumbereich des Versuchs "Hohes Feld" fällt k_{sp} der Porenklasse 60-300 μ weit höher aus als in den bearbeiteten Vergleichsfeldern (Abb.4). Unterhalb der Krume rücken die Werte in 32-42 und 42-52 cm Tiefe nahe zusammen. Im Porenklassebereich 3-5 μ liegt die spezifische Leitfähigkeit in der Krume des unbearbeiteten Bodens dagegen vergleichsweise deutlich niedriger.

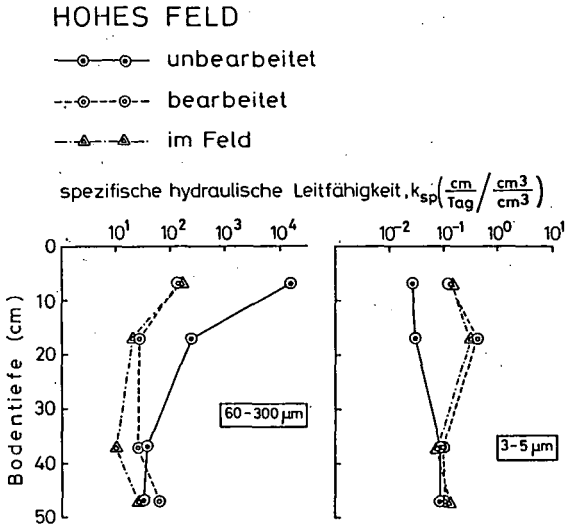


Abb. 4: Spezifische hydraulische Leitfähigkeit (k_{sp}) der Porenklasse 60-300 μm und 3-5 μm in Abhängigkeit von der Bodentiefe für die Varianten "unbearbeitet", "bearbeitet" und "im Feld" (Hohes Feld, 1984)

Schlußfolgerung

Auf Lößlehmen wird durch die lockernde Bearbeitung mit dem Wendepflug das Gesamtporenvolumen und der Anteil der Grobporen erhöht. Im Vergleich zum unbearbeiteten Boden verliert das Grobporensystem jedoch durch Bearbeitung an Effektivität, Wasser zu leiten, eine Folge der Unterbrechung der Porenkontinuität durch mechanischen Eingriff.

Literatur

- ARYA, L.M.; FARREL, D.A. and BLAKE, G.R.; 1975: A field study of soil water depletion patterns in presence of growing soybean roots: I. Determination of hydraulic properties of the soil. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 39: 424-430.
- EHLERS, W.; 1976: Rapid determination of unsaturated hydraulic conductivity in tilled and untilled loess soil. Soil Sci. Soc. Amer. J., 40: 837-840.

Vergleich von Perkolations- und Gleichgewichtsbodenlösungen
an ausgewählten Standorten

von

Gradl, J, R.Hantschel, M.Kaupenjohann, R.Horn und W.Zech[†]

Einleitung

Die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung wird häufig zur Beurteilung der ökologischen Eigenschaften eines Standorts herangezogen. Im Freiland wird die Bodenlösung mit Hilfe von Lysimetern gewonnen, im Labor werden leicht durchzuführende Sättigungsextrakte verwendet. Als solcher hatte sich bisher die Gleichgewichtsbodenlösung nach ULRICH (1966) bewährt. Hierbei werden die Bodenaggregate zerstört und eine Bodenpaste hergestellt, um einen gleichgewichtsnahen Zustand zwischen Lösung und Festphase zu erreichen. In natürlich gelagerten Böden ist aber dieser homogenisierte Zustand -besonders wenn es sich um Waldböden handelt- eher die Ausnahme denn die Regel, da deren Struktur nicht durch Bearbeitungsmaßnahmen gestört wird. Quellung und Schrumpfung in feinkörnigen Substraten sowie biologische Aktivität führen zu einer verstärkten Aggregation und damit zu einer Porenheterogenisierung. Die Aggregate selbst werden dichter, und das Intraaggregatporenvolumen sowie die mittlere Porengröße werden im Vergleich zum Gesamtboden geringer. Das Wasser im Aggregat ist somit fester gebunden und fließt langsamer als im Gesamtboden (BEVEN und GERMAN 1984). VAN GENUCHTEN und WIERENGA (1976) gliedern daher den Wasserfluß in eine mobile und eine immobile Phase. Die mobile Phase beschränkt sich auf den zentralen oder inneren peripheren Bereich der Makroporen, die immobile Phase bewegt sich dagegen sehr langsam in den Microporen innerhalb des Aggregats. Ein Austausch mit der immobilen Phase kann wegen der schnellen Infiltration in Makroporen nur in eingeschränktem Umfang

[†]) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Universitätsstr. 30, 8580 Bayreuth

stattfinden (BECHER, 1985).

Neben dieser bodenphysikalischen Heterogenisierung des Wasserflusses deuten neuere Untersuchungen an, daß in Böden wegen hoher anthropogener Protoneneinträge eine chemische Heterogenisierung, d.h. Ungleichgewichte auftreten.

Da Waldböden meist ein besonders ausgeprägtes natürliches Aggregatsystem sowie oft hohen Protoneninput aufweisen, dürften somit Sättigungsextrakte die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung nur unzureichend charakterisieren. Deshalb war es das Ziel dieser Untersuchungen, die neu entwickelte Methode der Perkulationsbodenlösung (HANTSCHHEL 1987) mit der Gleichgewichtsbodenlösung für verschiedene Bodentypen zu vergleichen und auftretende Unterschiede hinsichtlich ihrer ökologischen Bedeutung zu diskutieren.

Material und Methoden

- Material

Untersucht wurden die drei Fichtenstandorte Oberwarmersteinach (O), Wülfersreuth (W) und Selb (S) im Fichtelgebirge (nähere Beschreibung siehe HANTSCHHEL 1987) mit jeweils 40jährigen Beständen. In Oberwarmersteinach und Wülfersreuth handelt es sich um einen Podsol bzw. eine Podsol-Braunerde auf Phyllit, in Selb um eine eutrophe Braunerde auf Basalt. Es wurde jeweils der A-Horizont von 0-6 cm der 3 Standorte sowie der Bscv-Horizont (55-61 cm) des Profils Oberwarmersteinach beprobt.

- Methoden

In Anlehnung an ULRICH (1966) wurden zur Gewinnung der GBL feldfrische Bodenproben (6 Parallelen) zu einem maximalen Wasser/Boden-Verhältnis von 0.8 verrührt. Nach 24h Standzeit bei 25°C Thermokonstanz wurde bei 1000 U/min abzentrifugiert.

Zur Gewinnung der PBL wurden 10 Stechzylinder (Durchmesser 10 cm, Höhe 6cm) feldfrisch bei 25°C über Nacht in deionisiertem Wasser aufgesättigt. Anschließend perkolierten wir insgesamt 300 ml H₂O deion. in 4 getrennten Fraktionen (50,50,100,100 ml) binnen 10-12 h (HANTSCHHEL 1987). Das Wasser/Boden-Verhältnis liegt selbst bei niedrigen Lagerungsdichten im Gültigkeitsbereich der GBL von unter 0.8 (GRADL, 1986). Betrachtet man die aufgegebenen Mengen als Niederschlag, so entsprechen die zum Vergleich mit der GBL herangezogenen 300 ml perkolierten Wassers etwa 40mm Niederschlag und damit realistischen Niederschlagsmengen an den Standorten (HANTSCHHEL 1987).

Beide Bodenlösungen wurden mit 0.8 µm-Membranfiltern gereinigt. Bestimmt wurden pH (direktpotentiometrisch), Ca and Na (Emission) sowie Mg, K, Al und Fe (Atomabsorption). Die Umrechnung in Aktivitäten erfolgte mittels der erweiterten Debye-Hückel-Gleichung (ADAMS, 1971). In PBL und GBL liegen unterschiedliche Wasser/Boden-Verhältnisse vor, die allerdings stets unter 0.8 bleiben. Damit können auch unterschiedliche Konzentrationen vorliegen, weshalb eine Umrechnung in Ionenäquivalente, d.h. den prozentualen Anteil an der Kationenladungssumme, erfolgte. Zur Unterscheidung signifikanter Unterschiede wurde ein F-Test herangezogen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse sind in den Abb. 1-4 dargestellt. Die PBL weist höhere Variationskoeffizienten als die GBL auf; diese liegen im Durchschnitt aller untersuchten Standorte in der GBL bei 10-20, in der PBL bei 30-40% (GRADL, 1986). Durch das Homogenisieren einer relativ großen Bodenmenge wird die standorttypische Schwankung in der GBL erniedrigt. Die PBL mit ihren höheren Variationskoeffizienten zeigt dagegen die ökologisch relevante räumliche Schwankung innerhalb eines Standorts als Folge höherer bodenchemischer und -physikalischer Heterogenität bei ungestörter Probenahme.

In Oberwarmensteinach (Abb. 1, 2) nimmt Al in beiden untersuchten Horizonten in der PBL signifikant höhere, Ca, Mg und K signifikant geringere Anteile als in der GBL ein. Die Unterschiede für K und Ca sind allerdings im BsCv-Horizont nicht mehr signifikant sicherbar.

Austauschprozesse der hauptsächlich an den Aggregatoberflächen perkolierenden mobilen Phase der Bodenlösung und der Festphase führen somit zu einer anderen Ionenzusammensetzung der Lösung, als die Reaktion zwischen den aufgerührten Bodenpartikeln und dem ruhenden Bodenwasser, wie sie in der GBL stattfindet. Im Oberboden mit einem hohen Protoneninput ($\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ 3.2) sind somit die Unterschiede zwischen GBL und PBL deutlicher als im noch relativ gut gepufferten Unterboden desselben Standorts ($\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ 4.2). Die Sorptionsplätze der Aggregatoberflächen scheinen gegenüber dem Gesamtboden versauert, d.h. stärker mit Aluminium und weniger mit Ca, Mg und K belegt zu sein. Die immer noch signifikanten Unterschiede für Mg und Al im Unterboden zeigen am Mg-Mangelstandort Oberwarmensteinach eine bereits tiefgründige Verarmung der Sorptionsplätze an den Aggregatoberflächen an Mg und eine Anreicherung von Al an.

Im Aeh-Horizont der Podsol-Braunerde in Wülfersreuth (Abb. 3) sind wiederum Al, aber auch die Protonen signifikant in der PBL erhöht. Ca, Mg, K und Fe sind aber zwischen PBL und GBL nicht signifikant zu trennen. Im Ah1-Horizont der eutrophen Braunerde in Selb (Abb. 4) schließlich nehmen die Kationsäuren Al und Protonen nur noch knapp 10% der Kationenladungssumme ein, es dominieren Ca bzw. Mg mit Äquivalentbrüchen von 50 bzw. 30%. Nur Kalium läßt sich signifikant zwischen beiden Methoden trennen und nimmt in der PBL äußerst geringe Anteile mit 0.5% ein.

Der Grad der Differenzierung zwischen GBL und PBL scheint somit

neben dem Pufferstatus auch vom Aggregierungsgrad abhängig zu sein. Aggregate können in ihrem Außenbereich einen erhöhten Ton- und Schluffanteil und damit auch Feinporenanteil aufweisen. Dies hat eine Verringerung der Wasserleitfähigkeit am Aggregatrandbereich (GUNZELMANN und HORN 1985), damit einen verringerten Massenfluß und aufgrund der erhöhten Tortuosität am Aggregataußenbereich eine Abnahme der Diffusion ins bzw. aus dem Aggregat zur Folge. Als Konsequenzen dieser eingeschränkten Zugänglichkeit von Sorptionsstellen im Aggregat konnte eine Abnahme der Kationenaustauschkapazität von aggregierten Bodenproben verglichen mit gesiebten Proben festgestellt werden. Damit einhergehend ließ sich eine niedrigere Basensättigung der Aggregataußenbereiche im Vergleich zu den inneren Teilen desselben Aggregats nachweisen. Besonders Ca und K folgten dieser Tendenz (HORN 1987).

Um unterschiedliche chemische Gleichgewichtszustände zwischen den Aggregatbereichen auszugleichen, muß genügend Zeit zur Verfügung stehen, da die Diffusionsgeschwindigkeiten gering sind (NYE und AMELOKO, 1986). Diese Voraussetzung wird aber gerade in aggregierten Waldböden mit hoher saurer Deposition wegen behinderter Diffusion nicht erfüllt. In kleinen und im Außenbereich nicht deutlich verdichteten Aggregaten (z.B. Krümel im Ahl-Horizont in Selb) ist die Diffusionsstrecke vom Inneren zum Rand der Aggregate kurz. Die Tortuosität ist somit nur geringfügig erhöht und die Wasserbewegung kaum behindert. Außerdem sind im nährstoffreichen Aggregat der Konzentrationsgradient zwischen versauerter Oberfläche und Aggregatinnerem und damit nach dem Fick'schen Gesetz auch die Elementflüsse größer als im nährstoffarmen Aggregat. Aufgrund dieser Zusammenhänge sind die Unterschiede zwischen GBL und PBL in nährstoffarmen, stark aggregierten Böden (z.B. Oberwarmensteinach) am deutlichsten und in nährstoffreichen Aggregaten mit kleinen und losen Aggregaten am geringsten (z.B. Selb) .

Die ökologische Relevanz hoher Al-Konzentrationen in der Bodenlösung, insbesondere von Al^{3+} , welches bei pH-Werten unter 4.2 zunehmend in der Bodenlösung erscheint, liegt darin, daß dieses auf Wurzeln toxisch wirken als auch als Antagonist zu basischen Kationen auftreten kann (ROST-SIEBERT 1983). In Tab. 1 sind die Ca/Al- bzw. Mg/Al-Verhältnisse der untersuchten A-Horizonte als Maß für die Al-

Toxizität sowie der Quotient der entsprechenden Verhältnisse zwischen GBL und PBL dargestellt. Nach dem Klassifikationsschema von ULRICH et al. (1984) sind die Standorte Oberwarmensteinach und Wülfersreuth anhand der GBL-Daten als zunehmend, anhand der PBL-Daten aber als stark gefährdet durch Al-Toxizität anzusehen. Besonders drastisch ist die Diskrepanz zwischen beiden Methoden in Oberwarmensteinach, und hier insbesondere für das Mangleelement Magnesium. Je schlechter wiederum der Pufferstatus bzw. je stärker die Aggregierung ist, um so geringer werden die Unterschiede zwischen beiden Methoden.

Tab. 1: Molare Ca/Al- und Mg/Al-Verhältnisse sowie der Quotient der entsprechenden Verhältnisse zwischen GBL und PBL

	GBL		PBL		GBL/PBL	
	Ca/Al	Mg/Al	Ca/Al	Mg/Al	Ca/Al	Mg/Al
O-Ae	0.33	0.17	0.12	0.04	2.8	4.3
W-Aeh	0.39	0.37	0.28	0.31	1.4	1.2
S-Ah1	11.9	7.5	11.3	7.6	1.1	1.0

Die ökologische Bedeutung dieser Versauerung der Aggregatoberflächen wird offensichtlich, wenn man berücksichtigt, daß die Feinwurzeln oft klauenartig um die Aggregate herumwachsen, da sie nicht in die verdichtete Aggregatrandzone eindringen können (DEXTER, 1978). Somit charakterisieren PBL-Extrakte auch die pflanzenverfügbaren Ionen in der Bodenlösung besser als Sättigungsextrakte (KAUPENJOHANN et al. 1987).

Zusammenfassung

1. Die Unterschiede der chemischen Zusammensetzung von GBL und PBL nehmen mit zunehmender Aggregierung als auch mit zunehmender Versauerung der untersuchten Böden zu.
2. In aggregierten Böden mit hohem Protoneninput scheint daher die GBL zur Charakterisierung der chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung ungeeignet zu sein. Sie gibt dort vielmehr die potentielle Zusammensetzung der Bodenlösung bei fehlender Aggregierung an.
3. Die chemische Zusammensetzung der PBL weist auf eine stärkere Versauerung der Rhizosphäre (Zunahme der Al-Toxizität, Nährstoffauswaschung) und damit ungünstigere Verhältnisse für das Pflanzenwachstum hin.

Abb. 1: Vergleich der Äquivalentbrüche in GBL und PBL in Oberwarsteinach (Ae, 0-6cm)

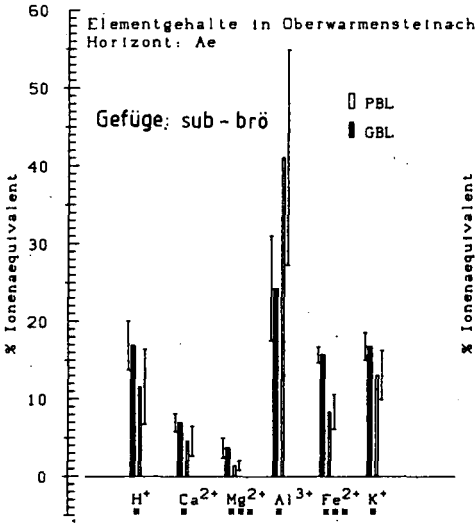


Abb. 2: Vergleich der Äquivalentbrüche in GBL und PBL in Oberwarsteinach (BsCv, 55-61cm)

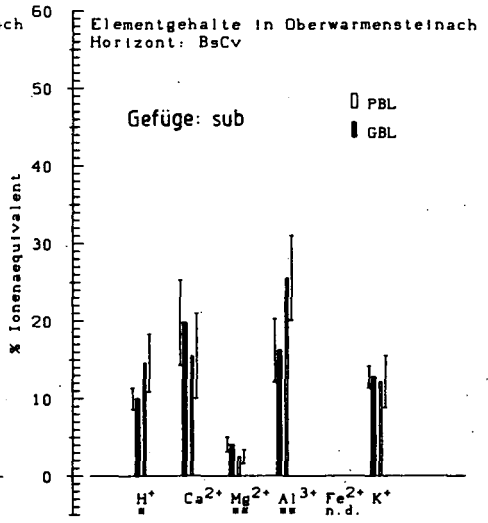


Abb. 3: Vergleich der Äquivalentbrüche in GBL und PBL in Wülfersreuth (Aeh, 0-6cm)

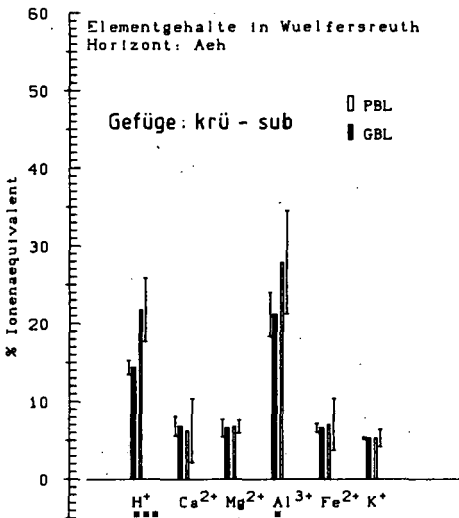
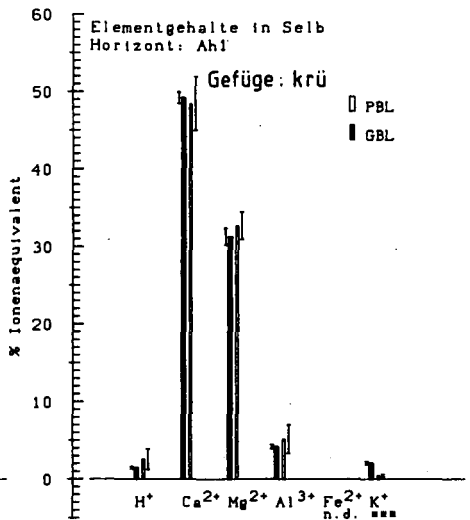


Abb. 4: Vergleich der Äquivalentbrüche in GBL und PBL in Selb (Ah., 0-6cm)



Signifikanzniveau nach F-Test

- * = 95% , p = 0.05
- ** = 99% , p = 0.01
- *** = 99.9% , p = 0.001

Literaturverzeichnis

- ADAMS, F. (1971): Ionic concentrations and activities in soil solutions, Soil Sc. Soc. Am. Jour. 35, 420-426
- BECHER, H.H. (1985): Mögliche Auswirkungen einer schnellen Wasserbewegung in Böden mit Makroporen auf den Stofftransport, Mitteilungen Dtsch. Bodenkundl. Ges. 41, 303-309
- BEVEN, K., GERMANN, P. (1984): A distribution function model of channeling flow in soils based on kinematic wave theory, In: JLRI 73, 89-101, Ed. J. Bourna und P.A.C. Raabs
- DEXTER, A. (1978): A stochastic model for the growth of roots in tilled soils, J. Soil Science 29, 102-116
- GRADL, J. (1986): Vergleich von Perkolationsbodenlösungen (PBL) und Gleichgewichtsbodenlösungen (GBL) an ausgewählten Standorten; unveröffentlichte Diplomarbeit
- GUNZELMANN, M./HORN, R. (1985): Wasserhaushaltsuntersuchungen in natürlichen Bodenaggregaten, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43, 239-245
- HANTSCHER, R. (1987): Wasser- und Elementbilanz geschädigter, gedüngter Fichtenökosysteme im Fichtelgebirge unter Berücksichtigung physikalischer und chemischer Bodenheterogenität, Bayreuther Bodenkundl. Ber. 3
- HORN, R. (1987): Die Bedeutung der Aggregation für die Nährstoffsorption in Böden, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 150, 13-16
- KAUPENJOHANN, M., HANTSCHER, R., HORN, R., ZECH, W. (1987): Das pH-Pufferverhalten gestörter und ungestörter Waldbodenproben in Beziehung zur Waldernährung, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., gleicher Band
- NYE, P.H., AMELOKO, A. (1986): A comparison of measured and theoretical soil acidity coefficients over a wide range of pH, J. Soil Science 37, 191-196
- ULRICH, B. (1966): Kationenaustausch - Gleichgewichte in Böden, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 113, 141-159
- ULRICH, B., MEIWES, K.J., KÖNIG, N., KHANNA, P.K. (1984): Untersuchungsverfahren und Kriterien der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden, Der Forst- und Holzwirt 39, 278-286
- VAN GENUCHTEN, M.TH., WIERENGA, P.J. (1976): Mass transfer studies in porous media, I. Analytical solutions, Soil Sc. Soc. Am. Jour. 40, 473-480

WASSERHAUSHALTSUNTERSUCHUNGEN AN NATÜRLICH GELAGERTEN

BODENAGGREGATEN

von

Gunzelmann, M. und R. Horn⁺⁺

Einleitung

In der Bodenphysik wird in zunehmendem Maße der Tatsache Rechnung getragen, daß bei der Beschreibung der Wasserbewegung im Boden, dieser nicht immer als homogenes poröses Medium betrachtet werden kann. So erkennt man in Abb. 1, daß Tensionen nach längeren Austrocknungsphasen beim Einsetzen von Niederschlägen sehr schnell wieder abfallen. Dieser Effekt wird von Becher als Sägezahneneffekt bezeichnet und deutet darauf hin das für vertikalen Wassertransport größtenteils Makro- und Sekundärporen verantwortlich sind. Das Auftreten von Makroporen im Zusammenwirken mit verschiedenen Gefügearten und - intensitäten bedingt eine räumliche Strukturierung des Bodens mit der Folge, daß Wasser in unterschiedlichen Bereichen (d.h. in Makroporen, Bereichen hoher oder geringer Aggregierungsintensität) unterschiedlichen Transporteigenschaften (Kf - Werte, Porengrößenverteilung, Wasserspannungs/Wasserleitfähigkeits - Beziehungen) unterliegt. Da das vorrangige Ziel bodenphysikalischer Forschung die quantitative Beschreibung dieser räumlichen Heterogenitäten ist, wurde von uns eine neue Methode der Mikrotensiometrie entwickelt. Die Methode ermöglicht es, in definierten Bereichen natürlicher Bodenaggregate Tensionen zu messen und damit auch die Wasserspannungs/Wasserleitfähigkeits - Beziehung zu ermitteln.

⁺⁺ Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 8580 Bayreuth

Material und Methoden

Die Mikrotensiometeranlage ist aufgebaut aus 12 Druckaufnehmern mit Mikrotensiometern, Vorverstärker und Analog/Digital - Wandler, sowie einem 64KB Mikrorechner zur Datenerfassung und Speicherung. Die Mikrotensiometer bestehen aus Glaskapillaren mit eingeschmolzenen keramischen Spitzen (Durchmesser kleiner 1 mm) und werden in ein Hartkunststoffgehäuse, das mit einem Druckaufnehmer versehen ist, eingeklebt. Da die Druckaufnehmer mit linearen Spannungsänderungen auf Tensionsschwankungen reagieren, müssen die Tensiometer vor der Messung geeicht werden. Dies geschieht mittels Erstellung einer Eichgerade durch Justieren des Spannungsnullpunktes auf Wassersättigung, sowie des 500 hPa - Wertes auf einen Spannungswert im Bereich von 4 bis 5 Volt. Nun erfolgt die Überprüfung der Einstellzeiten der Tensiometer, die abhängen von der Wasserleitfähigkeit der Spitze und dem anliegenden Gradienten. Fehlerquellen sind Spannungsschwankungen des Netzes, Schwankungen der Regelanlage bei Erstellung der Eichkurve, sowie Hystereseeffekte der Druckaufnehmer. Bei höheren Tensionswerten kann der Meßfehler bis zu 2.5 hPa betragen.

Da der Vorverstärker während der Messung den eingeeichten Nullpunkt konstant hält, die Messungen im Aggregat relativ dazu mit der Änderung des Luftdruckes Schwankungen unterliegen, läuft ein Druckaufnehmer zur Luftdruckkorrektur mit. Weicht dieser Druckaufnehmer, dem Luftdruck entsprechend, vom Nullwert ab, so muß jeder Wasserspannungswert zu jedem Meßintervall um diesen Wert korrigiert werden.

Die Messung der Leitfähigkeitsfunktion erfolgt auf einem Messtisch in dessen Zentrum sich eine keramische Platte befindet, an deren Unterseite mittels PVC - Schlauch Unterdruck angelegt werden kann (s. Abb. 1). Auf dem Messtisch sind zwei Halterungen für Tensiometer angebracht, die durch Schraubgewinde in alle drei Raumrichtungen bewegt werden können. So ist es möglich, die Messspitze in jede beliebige Position an das auf der keramischen Platte liegende Aggregat zu bringen. Um störungsfreies Einführen der Tensiometer in das Aggregat zu gewährleisten, wird mit konischen Bohrern (kleiner 1mm Durchmesser) an den gewünschten Stellen vorgebohrt. Das Tensiometer darf weder Boden komprimieren, noch darf sich Luft zwischen keramischer Zelle und Boden befinden. Zur Vermeidung von Quellung und als Evaporationsschutz wird um das Aggregat ein Silicon - Ring gelegt und mit flüssigem Paraffin ausgegossen. Das Aggregat kann nun von unten vollständig aufgesättigt werden. Nach Abtrocknen des Wachses wird eine Entwässerungssituation durch Anlegen von Unterdruck hervorgerufen und die Tensionen werden in definierten Zeitabständen registriert. Die Wasserspannung/Wasserleitfähigkeitsfunktion wird nach Becher (1975) berechnet.

Die Messung der Fließabstände im Einzelaggregat erfolgt durch Abmessen des Abstandes beider Mikrotensiometerspitzen nach Ausbau des Einzelaggregates aus der Silikon-Wachsumhüllung.

Ergebnisse und Diskussion

Abb. 2 zeigt PF/Wg -Beziehungen von Einzelaggregaten und Gesamtboden von Ah und P Horizont eines lehmig - tonigen Pelosol - Gley aus Amaltheenton. Der Vergleich Einzelaggregatbeziehungen (- das GPV wurde einerseits an feldfrischen, sowie an vollständig getrockneten und gequollenen Einzelaggregaten durchgeführt -) und Gesamtbodenbeziehungen bringt uns folgende Erkenntnisse:

Im Ah Horizont weist der Gesamtboden das höchste Porenvolumen auf, sogar höher als das vollständig gequollene Aggregat, während der Feinporenanteil im Einzelaggregat wesentlich höher liegt als im Gesamtboden. Ein geringeres GPV weist das an vollständiger Quellung gehinderte feldfrische Einzelaggregat auf, hat jedoch noch höheren Feinporenanteil als der Gesamtboden. Berechnet man das GPV bei diesen Einzelaggregaten an getrockneten Proben so erreicht es nur ca. 20 Prozent. Dies ergibt eine PF/Wg - Beziehung wie sie in der Natur kaum vorkommen kann.

Im P Horizont erreicht die Beziehung der vollständig gequollenen Einzelaggregate die höchsten GPV und FP - Werte. Die Beziehung des feldfrischen Aggregates erreicht noch höhere FP - Anteil als die Gesamtbodenkurve. Ebenso wie beim Ah - Horizont nimmt die Beziehung mit trockenem GPV einen bodenphysikalisch unmöglichen Verlauf. Vergleicht man die Wasserspannungs/Wasserleitfähigkeitsbeziehungen von Einzelaggregaten und Gesamtboden unterschiedlich strukturierter Böden so ergibt sich häufig folgendes Bild: (s. Abb. 3)

Die K/psi - Kurve von polyedrischen, tonigen Einzelaggregaten liegt 1 - 2 Größenordnungen unter der des Gesamtbodens, während die von prismatischen, sandig - lehmig texturierten Einzelaggregaten weniger auffällige Unterschiede aufweist. In dieser Darstellung läßt sich sogar der Crossover Suction value bestimmen (er liegt bei ca 500 hPa). Ab diesem Wert wird (Hillel, 1980) die Pflanze Wasser zunehmend aus dem Einzelaggregat holen. Für die Polyeder - Kurven könnte dieser Wert extrapoliert werden. Hier ist jedoch der Idealfall dargestellt, wie er in ähnlicher Form auch bei anderen Aggregatfraktionen und Horizonten mit Polyedern auftritt. Dieses läßt sich jedoch nicht bei allen Vergleichen von Einzelaggregat - K/psi - Beziehungen mit Gesamtbodenkurven reproduzieren. Insbesondere Quellung und Schrumpfung sowie Zeitpunkt und Wassergehalt bei der Probenahme, weiterhin die maximale Austrocknung des Vorjahres und die Dauer der anschließenden Quellung führen zu abweichenden Ergebnissen. So ist vorstellbar, daß man bei Aggregaten, die bei der Probenahme in vollständig gequollener Form vorlagen, groebere Poren findet, als bei Aggregaten die nicht gequollen entnommen worden sind. Wie man in Abbildung 4 erkennt, können Einzelaggregate im niedrigen Wasserspannungsbereich sogar höhere Wasserleitfähigkeiten aufweisen, als der Gesamtboden, wenn die Leitfähigkeitsbestimmung an feldfrischen, jedoch vollständig gequollenen Einzelaggregaten durchgeführt wird, wie dies beim Gr - Horizont des Pelosol - Gleys der Fall ist. Hier erkennt man, das die k/psi - Beziehungen des Einzelaggregates bis ca 200 hPa ungefähr eine Größenordnung über der Gesamtbodenbeziehung liegt. Bei Einzelaggregatproben, die nicht im vollständig gequollenen Zustand entnommen wurden, wie in Abb. 5 die K/psi - Beziehungen des P - Horizont des gleichen Bodens zeigen, tritt dieser Effekt nichtzutage, die meisten Ag-

gregatkurven liegen (trotz großer Schwankungsbreite der einzelnen Parallelen) ein bis zwei Größenordnungen unter der Gesamtbodenkurve.

Ein zusätzlicher Einfluß der Textur wird deutlich, betrachtet man Abbildung 6 und vergleicht sie anschließend mit Abbildung 5. Die K/ψ Beziehungen der Prismen - Aggregate (größer 2cm, in Abb. 6) liegen unter der Gesamtboden Probe, wenn auch weniger Differenz besteht als bei polyedrischen Aggregaten. Dies läßt sich mit der lehmigen Textur dieses Horizontes erklären, da auch dieser in Grundwassernähe (2m Tiefe) lokalisiert ist. Dies unterstreicht auch die große Ähnlichkeit von Gesamtboden - und Einzelaggregat PF/Wg - Beziehungen.

Ebenfalls Texturabhängig ist die Reproduzierbarkeit dieser Messungen. So findet man bei lehmigen Aggregaten (Prismen) geringere (Abb.6) Schwankungsbreiten bei Parallelmessungen als bei tonigen (polyedrischen) Aggregaten. (Abb. 4 u. 5)

Zusammenfassung

- Es ist möglich, mit neuartigen Mikrotensiometern die Wasserspannungs/Wasserleitfähigkeitsbeziehung in einzelnen, natürlich gelagerten Bodenaggregaten zu messen.

- In vielen Fällen liegen die Wasserspannungs/Wasserleitfähigkeitsbeziehungen der Einzelaggregate bei hohen Schwankungsbreiten um 1 - 2 Zehnerpotenzen niedriger als die des jeweiligen Gesamtbodens.

- Lehmige (weniger bindige Substrate) mit geringerer Aggregierungsintensität zeigen geringere Unterschiede zum Gesamtboden als tonige mit höherer Aggregierungsintensität.

- Ausnahmen von der Regel bringen Prozesse wie Quellung und Schrumpfung. Dies zeigen die unterschiedlichen, vom Wassergehalt abhängigen Gesamtporenvoluminas sowie Wasserspannungs/Wasserleitfähigkeitsbeziehungen von stark gequollenen Aggregaten.

Literatur:

Becher, H.H., Bemerkungen zur Ermittlung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit unter instationären Bedingungen, Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde 138, Heft 1:1-12, Stuttgart 1975

Becher, H.H., und W.Vogel, Rapid changes in soil water suction in clayey subsoil due to large macropores. ISSS-Symposium "Water and solute movement in heavy clay soils", 1984

Hillel, D., Fundamentals of soil physics, New York, 1980

Niederschlag Messtation Troberedorf Fruehjahr 1985

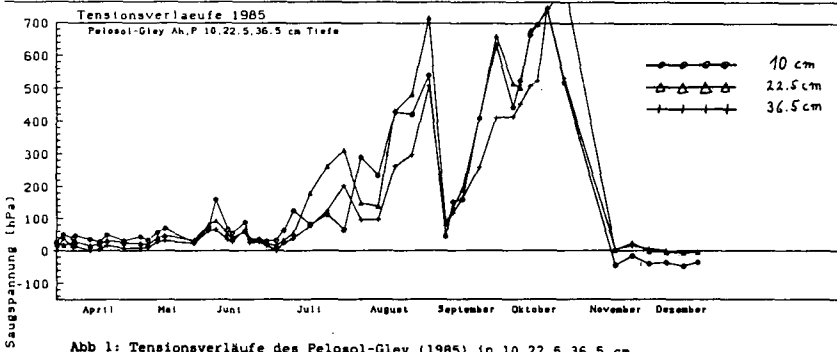
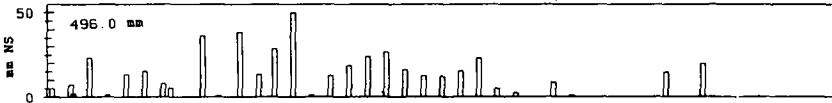


Abb 1: Tensionsverläufe des Pelosol-Gley (1985) in 10,22,5,36.5 cm Tiefe (3 Parallelmessungen).

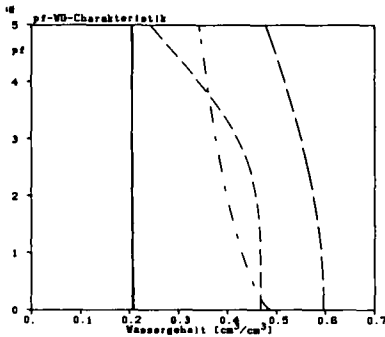
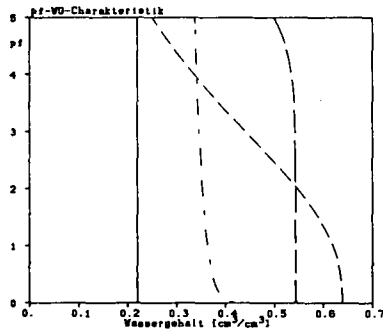


Abb 2: Vergleich der pF/WG - Beziehungen von Gesamtboden: - - - -
und Einzelaggregaten (0.5-2cm)

GPV feldfrisch: - - - -
GPV vollst. gequollen: - - - -
GPV mit dB trocken: - - - -

des Pelosol - Gley: Ah, P Horizont

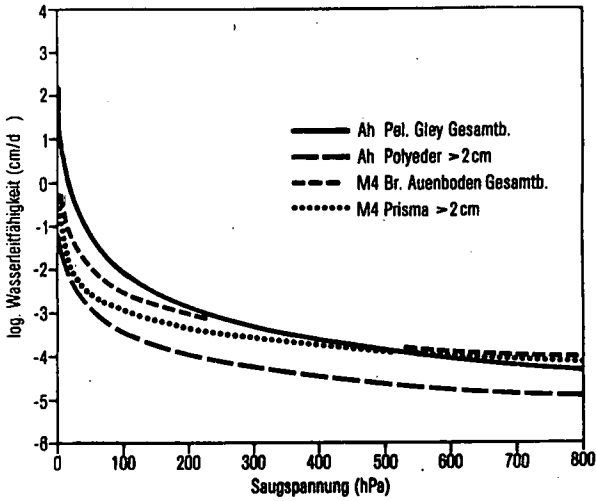


Abb.: 3 Wasserspannungs-/Wasserleitfähigkeitsbeziehung unterschiedlicher strukturierter Böden

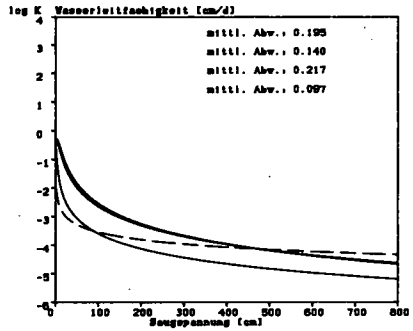
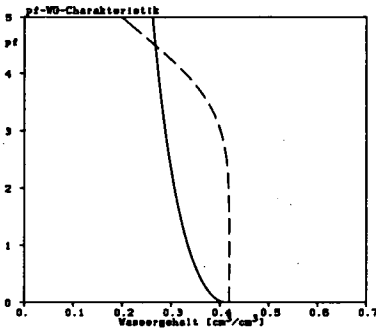


Abb 4: Vergleich von pF/Wg - und Wasserspannungs/Wasserleitfähigkeits - Beziehungen von Einzelaggregaten (gr. 2cm) und Gesamtboden des Gr - Horizontes des Pelosol-Gley.
 Gesamtboden: gestrichelt
 Einzelaggregate: durchgezogen

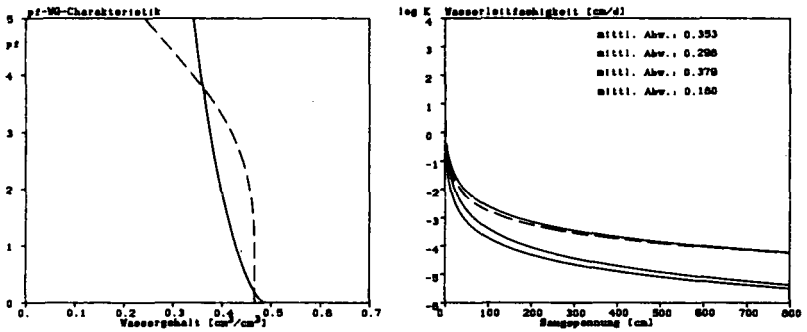


Abb 5: Vergleich von pF/Wg - und Wasserspannungs/Wasserleitfähigkeits - Beziehungen von Einzelaggregaten (0,5-2cm) und Gesamtboden des P - Horizontes des Pelosol - Gley.
Gesamtboden: gestrichelt
Einzelaggregate: durchgezogen

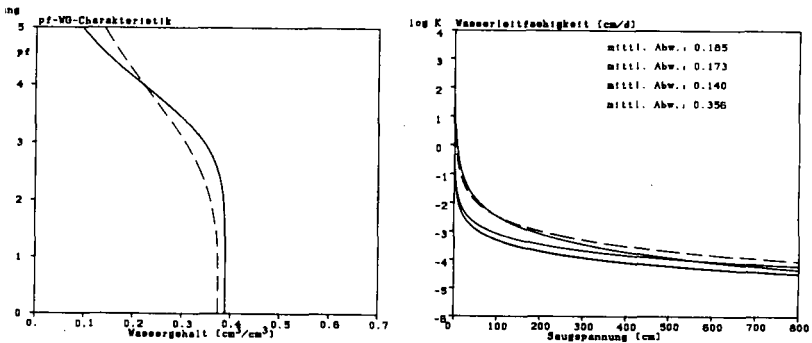


Abb 6: Vergleich von pF/Wg - und Wasserspannungs/Wasserleitfähigkeits - Beziehungen von Einzelaggregaten (gr. 2cm) und Gesamtboden des M4 - Horizontes des Braunen Auenbodens.
Gesamtboden: gestrichelt
Einzelaggregate: durchgezogen

Danksagung: Die Untersuchungen werden im Rahmen des SFB 137 Proj. der DFG gefördert, wofür wir uns herzlich bedanken.



Die Bedeutung von Porenheterogenitäten für die Erstellung der

pF/WG- und k/psi-Kurven

von

Hantschel, R.¹, W. Durner² und R.Horn¹

Einleitung

Zur Bearbeitung vieler ökologischer Fragestellungen, wie auch zur quantitativen Erfassung des Boden-Wasser-Haushaltes sind die Kenntnis der pF/WG- und der k/psi-Beziehung unerlässlich. Die Erfassung dieser Kurven erfolgt häufig im Labor an ungestörten Stechzylinderproben, wobei in der Regel Desorptionskurven erstellt werden. Die erhaltenen Wertepaare wurden in der Vergangenheit oft von Hand oder mit der Hilfe von Splinefunktionen interpoliert. Diese Vorgehensweise setzt allerdings die Messung einer hohen Anzahl von repräsentativen Stützstellen voraus. Seit den 70er Jahren werden deshalb immer häufiger eingepaßte Parameterfunktionen verwendet, die sich zur Beschreibung der pF/WG-Beziehung bei vielen Böden als geeignet erwiesen haben. Weite Verbreitung haben hierbei die VACHAUD-Funktion (HAVERKAMP et al. 1977) und in jüngster Zeit eine 3-Parameter-Funktion von VAN GENUCHTEN (1980) gefunden.

Schon vor Jahren haben Autoren auf Abweichungen zwischen den mit Labormethoden und den im Gelände gemessenen pF/WG-Kurven, v.a. in heterogenen Böden hingewiesen (FLÜHLER et al. 1976, BORER 1978, BEESE und WIERENGA 1979). Nachdem die pF/WG-Beziehung sehr oft zur Berechnung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit (BECHER 1971) oder direkten k_u -Vorhersage (MUALEM 1976) und damit zur Erstellung der k/psi-Kurven herangezogen wird, sind Veränderungen der k/psi-Charakteristik in Abhängigkeit von der verwendeten pF/WG-Kurve zu erwarten (BORER 1978).

Aufgrund dieser Bedeutung der pF/WG-Beziehung und den Unsicherheiten bei deren Erstellung ergeben sich folgende Fragestellungen:

¹ Lehrstuhl für Bodenkunde, Inst. für Bodenphysik, Postf. 101251, 8580 Bayreuth

² Lehrstuhl für Hydrologie, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

- Wie sensitiv reagiert die k-psi-Kurve nach BECHER auf Veränderungen der pF/WG-Kurve ?
- Gibt es einfache Methoden für die Routineanalyse, die zur genaueren Erfassung der Labor-pF/WG-Beziehungen, v.a. in heterogenen Böden führt ?
- Wie gut stimmen die parametrisierten pF/WG-Kurven mit dem wirklichen Kurvenverlauf heterogener Böden überein ?

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden im Labor an ungestörten Stechzylinderproben (100 cm^3) durchgeführt. Die Bodenproben stammten von einem stark skeletthaltigen, aggregierten Podsol auf Phyllit aus dem Fichtelgebirge (NO-Bayern, Standortbeschreibung HANTSCHHEL 1987) und von einem Pseudogley aus Solifluktionsmaterial des Rotmaintals bei Bayreuth (Standortbeschreibung JONECK 1987). Die pF/WG-Kurven wurden nach HAVERKAMP et al. (1977) sowie nach VAN GENUCHTEN (1980) parametrisiert, die k/psi-Beziehungen nach BECHER (1971) berechnet oder nach MUALEM (1976) vorhergesagt. Als Wassergehalt bei pF 0 wurde zum einen das Gesamtporenvolumen GPV, zum anderen ein neu definiertes effektives Porenvolumen ePV (HANTSCHHEL 1987) verwendet. Das ePV charakterisiert dasjenige Porenvolumen, das bei einer Saugspannung von 2 hPa mit Wasser gefüllt ist. Zur Messung des ePV werden die Stechzylinderproben in einer Wanne, deren Boden mit Wasser bedeckt ist, kapillar aufgesättigt. Da die anliegende Saugspannung je nach Höhe über dem Wannenboden zwischen 0 und 4 hPa schwankt, wird der gravimetrisch ermittelte Wassergehalt einer Saugspannung von 2 hPa (pF 0.3) zugeordnet.

Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1a-c zeigt die Sensitivitätsanalyse der k/psi-Kurven auf Änderungen der pF/WG-Beziehungen im annähernd gesättigten Bereich. Die Originalkurve des Sw1-Horizontes des Pseudogleys ist in Abbildung 1a zu sehen. Als Stützstellen bei pF 0 diente das GPV. In Abbildung 1b und 1c wurde der Wert des GPV durch einen um 1.5% bzw. 3% höheren Wassergehalt an der Stützstelle pF 0.3 ersetzt. Trotz dieser geringen

Wassergehaltsänderung, die im Schwankungsbereich der Wassergehaltsbestimmung liegt, sind drastische Änderungen der nach BECHER berechneten Leitfähigkeitswerte und ihre Verteilung festzustellen; auch die nach MUALEM vorhergesagten k/ψ -Beziehungen ändern ihre Lage und Form. Dabei führt eine Erhöhung des Wassergehaltes um 1.5% zu einer Erhöhung der berechneten k_u -Werte um fast 2 Zehnerpotenzen im Saugspannungsbereich < 100 hPa. Die nochmalige Erhöhung des Wassergehaltes um 1.5% verursacht eine weitere Erhöhung der k_u -Werte um eine halbe Größenordnung. Es ergibt sich somit die fundamentale Bedeutung eines exakten Verlaufes der pF/WG -Beziehung im Bereich < 100 hPa. In vielen Fällen, in denen Parametrisierungsverfahren angewendet werden, wird dieser Verlauf von nur einem gemessenen Wert bei $pF 1.8$ bestimmt. Als zweite Stützstelle dient meist das errechnete GPV, das eigentlich dem pF -Wert $-\infty$ zugeordnet ist, aber bei $pF 0$ eingesetzt wird.

Abbildung 2a zeigt für den Bs-Horizont des Podsolis eine mit GPV parametrisierte pF/WG -Kurve und deren berechneten sowie vorhergesagten k_u -Werte. Auffällig sind die großen Abweichungen zwischen den berechneten und den vorhergesagten k_u -Werten. Nach unseren Erfahrungen aus einer Vielzahl von pF/WG -Bestimmungen sind die in Abbildung 2a als auch die in Abbildung 1a gezeigten Abweichungen und der Verlauf der zugehörigen pF/WG -Kurven typisch für skelëttreiche, aggregierte Böden einerseits, sowie für tonige Böden andererseits. Im letzteren Fall wird, vermutlich aufgrund von leichten Quellungseffekten, der tatsächliche Wassergehalt bei $pF 0$ durch das GPV leicht unterschätzt, während im Fall des heterogenen Podsolis besagter Wassergehalt wegen der Makroporen drastisch überschätzt wird. Daraus resultieren die beträchtlichen Unter- bzw. Überschätzungen der nach BECHER berechneten Leitfähigkeiten. Ersetzt man das GPV für diesen Horizont durch das ePV erhält man die in Abbildung 2b dargestellten Kurven. Es ist zu erkennen, daß das ePV um ungefähr 18% unter dem GPV liegt, da sämtliche Makroporen entwässert sind. Diese Veränderungen bewirken eine erheblich bessere Übereinstimmung der berechneten und der vorhergesagten k_u -Werte als bei Verwendung des GPVs. Um die aufwendige Bestimmung vieler Stützstellen für die pF/WG -Kurven zu vermeiden, ist für die Routineerfassung dieser Beziehung im Labor das ePV ein geeigneter Parameter, der schnell und einfach zu messen ist.

Zur Überprüfung wie stark sich die pF/Wg -Kurven mit ePV (4 Stützstellen) von den Kurven mit mehr Stützstellen unterscheiden, wurden zusätzlich die Wassergehalte bei 10, 20, 30, 800, 1000, 1300 und 1500 hPa gemessen. Diese Punkte weichen nur wenig von der ePV -Kurve ab (HANTSCHHEL 1987). Außerdem unterstreichen Messungen des höchsten Wassergehaltes im Gelände - mit Überstauungsversuchen und Neutronensondenmessungen - die ebenfalls dem ePV sehr nahe lagen, den Sinn dieser Größe im ökologisch relevanten Saugspannungsbereich. Die deutliche Verbesserung der Simulation von Tensionsgängen mit einem ein-dimensionalen, numerischen Wasserhaushaltsmodell bei Verwendung der ePV -Kurven gegenüber der Simulation mit GPV -Kurven ist bei HANTSCHHEL (1987) näher ausgeführt.

Trotz dieser Verbesserung der pF/WG -Beziehung für die Praxis stellt sich wissenschaftlich die Frage, ob der Parametrisierungsvorschlag von VAN GENUCHTEN (1980) eine geeignete Beschreibung der Wasserdesorptionskurve ermöglicht. Beim Studium vieler pF/WG -Beziehungen ergaben sich systematische Abweichungen der parametrisierten Kurven von den gemessenen Stützstellen. Abbildung 3a zeigt diesen Befund exemplarisch am Oberboden des Podsoles. Deutlich ist das Vorbeiziehen der Kurve rechts am Mittelwert des Stützpunktes pF 1.8 und links am Mittelwert des Punktes pF 2.5 zu erkennen. Diese Abweichung ist für viele Böden charakteristisch; sie tritt genauso bei den VACHAUD-Kurven auf. In Abbildung 3b sind 7 zusätzlich gemessene Wassergehalte eingetragen, die den korrekten Lauf der Kurve andeuten, die mit Hand eingetragen wurde. Auffallend ist, daß der sich abzeichnende Kurvenverlauf geschwungen ist, d.h. zwei weitere Wendepunkte - etwa bei pF 2.0 und oberhalb von pF 3.5 - aufweist. Diese Kurvencharakteristik wurde auch an Daten aus Experimenten anderer Autoren beobachtet (z.B. PARKER et al. 1986). Die Auswirkungen dieser Kurvenänderungen auf die k/ψ -Zusammenhänge sind zu überprüfen.

Zusammenfassung

Am Beispiel eines Tonbodens wurde die starke Abhängigkeit der nach BECHER (1971) berechneten ku -Werte von den für die pF/WG -Kurven benutzten Wassergehalten nahe pF 0 gezeigt. Außerdem wurde die

ungenügende Kennzeichnung dieser Wassergehalte in skelettreichen, aggregierten und in tonigen Böden durch das GPV verdeutlicht. Anstelle des GPVs wurde das ePV als neuer, einfach zu messender Parameter eingeführt. Das ePV führt zu einer erheblich besseren Übereinstimmung zwischen den berechneten und den vorhergesagten k_u -Werten. Abschließend wurde die Eignung der bisherigen Parametrisierung der pF/WG-Kurven diskutiert und auf systematische Abweichungen von gemessenen Stützstellen hingewiesen.

Literatur

- BECHER, H.H. (1971): Ein Verfahren zur Messung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit, Z.Pflanzenernähr. Bodenk. 128, 1-12
- BEESE, F. und P.J. WIERENGA (1979): Zur Bedeutung der θ - Ψ -Beziehung in bodenphysikalischen Modellen, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 29, 101-110
- BORER, F. (1978): Überlegungen zum Einfluss der bodenphysikalischen Parameter $k(S)$ und i auf die Berechnung der Tiefensickerung und auf die Wasserbilanz, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 26, 133-142
- FLÜHLER, H., GERMANN, P., RICHARD, F. und J. LEUENBERGER (1976): Bestimmung von hydraulischen Parametern für die Wasserhaushaltsuntersuchungen im natürlich gelagerten Boden. Ein Vergleich von Feld- und Laboratoriumsmethoden, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. Heft 3, 329-342
- HANTSCHER, R. (1987): Wasser- und Elementbilanz geschädigter, gedüngter Fichtenökosysteme im Fichtelgebirge unter Berücksichtigung physikalischer und chemischer Bodenheterogenität, Dissertation, Bayreuther Bodenkundl. Ber. 3
- HAVERKAMP, R., VAUCLIN, M., TOUMA, J., WIERENGA, P.J., and G. VACHAUD (1977): A comparison of numerical simulation models for one-dimensional infiltration, Soil Sci. Soc. Am. J. 41, 285-294
- JONECK, M. (1987): Untersuchungen zur Wasser- und Stoffdynamik in einem hängigen Einzugsgebiet des Rotmains, Dissertation, Bayreuther Bodenkundl. Ber. 2
- MUALEM, Y. (1976): A new model for predicting the hydraulic

conductivity of unsaturated porous media, Water Resour. Res. 12, 513-522

PARKER, C.J., KOOL, J.B., and M.TH. VAN GENUCHTEN (1985): Determining soil hydraulic properties from one-step outflow experiments by parameter estimation: II. Experimental Studies, Soil Sci. Soc. Am. J. 49, 1354-1359

VAN GENUCHTEN, M.TH. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, Soil Sci. Soc. Am. J. 44, 892-898

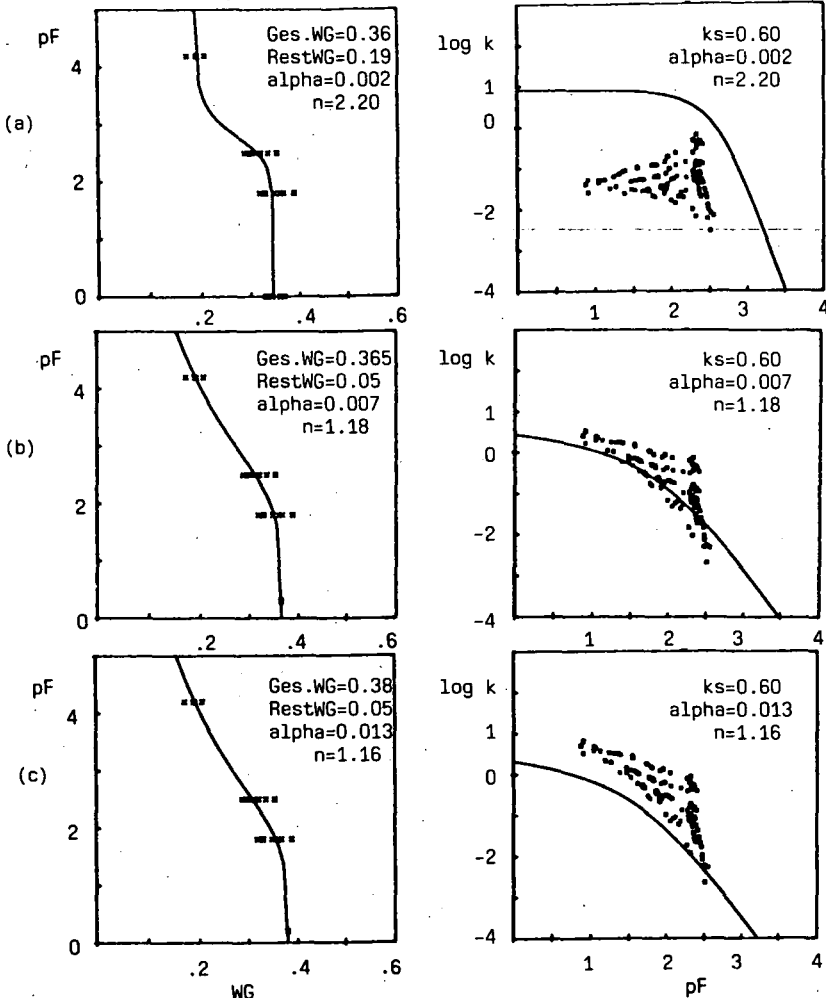


Abb.1: Sensitivitätsanalyse der k/psi-Kurve auf Wassergehaltsänderungen in der pF/WG-Kurve bei pF 0.3 (a) Originalkurve (b) Erhöhung des WGs um 1.5 Vol% (c) Weitere Erhöhung um 1.5 Vol%

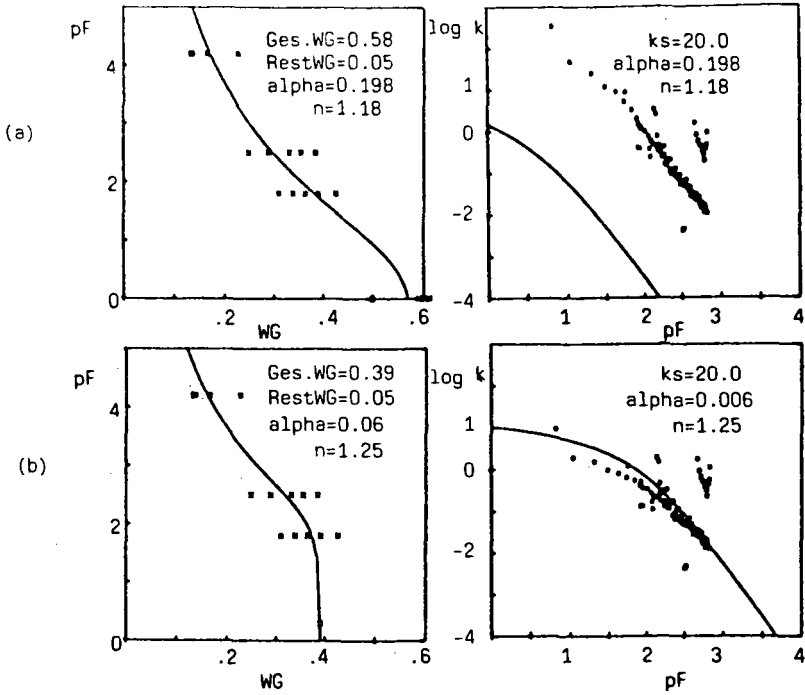


Abb.2: Parametrisierte pF/WG - und k/ψ -Kurve eines heterogenen Oberbodens (a) mit GPV für $pF 0$ (b) mit ePV für $pF 0$

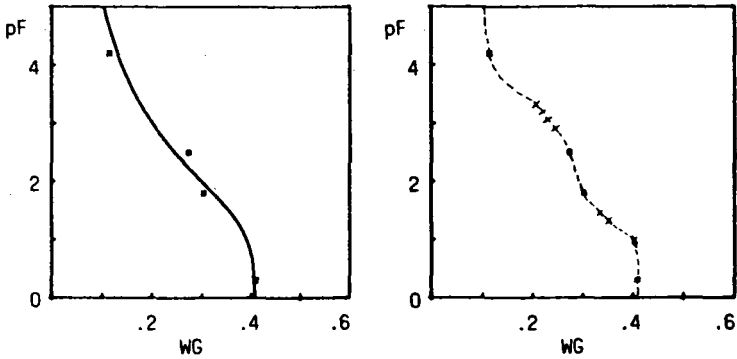
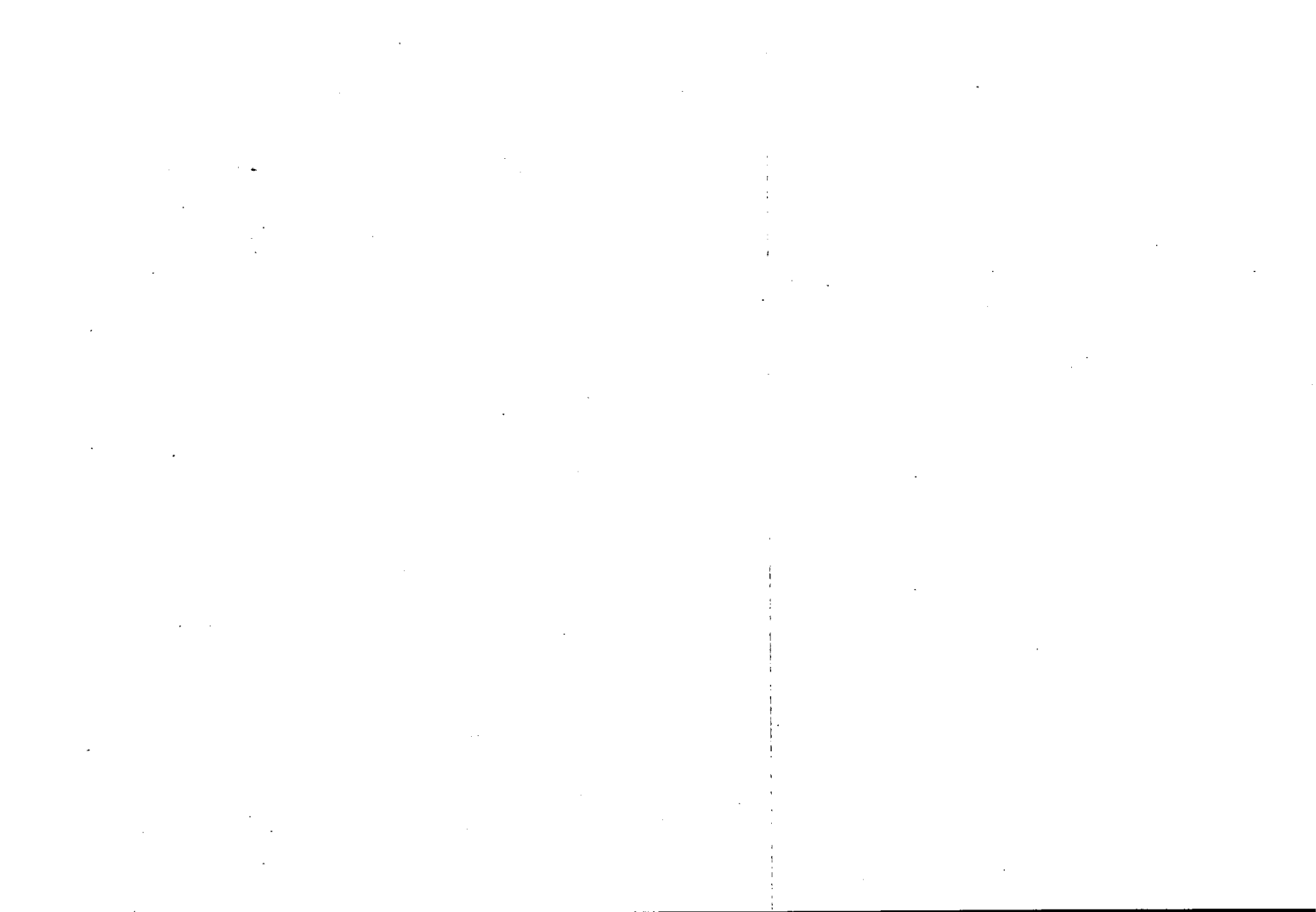


Abb.3: Systematische Abweichungen der parametrisierten pF/WG -Kurve von den Mittelwerten der Stützstellen (a) sowie von Hand interpolierte Kurve durch 11 Stützstellen desselben Horizontes (b)



**Der Einfluß von Transportvorgängen im Boden auf die
Gewässerchemie am Beispiel eines Einzugsgebietes in Risdalsheia,
Norwegen (RAIN-Projekt)**

von

Hauhs, M. *

Zusammenfassung

In einem kleinen Einzugsgebiet in Südnorwegen wurde die Beziehung zwischen dem Strömungsmuster von Sickerwasser im Boden und der chemischen Zusammensetzung des Abflusses untersucht. Das Einzugsgebiet mit einer Größe von 396 m² ist zur Hälfte mit Boden bedeckt. Der Abfluß von diesem geringmächtigen, anmoorigen Boden ist sauer. Das Einzugsgebiet ist vollständig überdacht und das auf dem Dach aufgefangene Niederschlagswasser wird über eine Beregnungsanlage zugeführt. Das Gebiet ist Teil des RAIN-Projektes (Reversing Acidification In Norway), einem Experiment in dem der Eintrag von saurer Deposition für ganze Einzugsgebiete manipuliert wird. Das Gebiet ist mit 10 Tensiometern und 14 Lysimetern ausgestattet. In einem künstlichen Niederschlagsereignis mit einer Rate von 26 mm.Tag⁻¹ befand sich das Gebiet nach 17,5 Stunden im hydrologischen Gleichgewicht zwischen Niederschlag und Abfluß. Unter dieser Gleichgewichtsbedingung wurde der Transport einer Markierungslösung (LiBr) durch den Boden des Einzugsgebietes studiert. Ein Oberflächenabfluß trat nicht auf. Der Lösungstransport im Boden ergab keinen Hinweis auf Makroporenfluß. Der gesättigte, laterale Transport zeigte Porenwassergeschwindigkeiten von mehr als 10 m.std⁻¹. Entlang dieser Transportstrecke stiegen die Konzentrationen von SO₄⁻, NO₃⁻ und H⁺, während alle übrigen Ionen entlang der wenige cm langen, vertikalen (ungesättigten) Infiltrationsstrecke ihr "Abflußniveau" erreichten. Die Länge der vertikalen Versickerung durch die ungesättigte und das Größenverhältnis des ungesättigten zum gesättigten Teil der Fließregion erwiesen sich als die wichtigsten Bestimmungsgrößen für die Gewässerchemie.

1. Einleitung

Das in Europa weit verbreitete Phänomen der Gewässerversauerung kann nur anhand von bodenchemischen Veränderungen erklärt werden (Reuss and Johnson, 1985). In den verschiedenen Regionen Mittel- und Nordeuropas, in denen Gewässerversauerung nachgewiesen wurde (Wright, 1983), entsteht dabei folgendes Skalierungsproblem: Nach den vorliegenden hydrologischen Konzepten ist es nicht klar, wie bodenchemische Untersuchungen an Bodensäulen oder -profilen auf ganze Einzugsgebiete übertragen werden können. Oder in umgekehrter Richtung: Was ist die gebotene räumliche und zeitliche Auflösung zur Untersuchung der Prozesse, die die chemische Zusammensetzung des Abflusses in einem Einzugsgebiet kontrollieren?

* Institut für Bodenkunde und Waldernährung,
Büsgenweg 2,
3400 Göttingen

Bei der hydrologischen Untersuchung von Einzugsgebieten gibt es bisher nur sehr wenige Fälle, in denen die physikalischen und chemischen Aspekte der Abflußbildung zusammen untersucht wurden (*Kennedy et al, 1986; Pearce et al. 1986*). Es existiert daher auch kein etabliertes Konzept aus der Einzugsgebietshydrologie mit dem das oben genannte Problem gelöst werden kann. Die hier beschriebene Untersuchung umfaßt die gleichzeitige Bestimmung von Sickerwasserbahnen und der Verweilzeit in dem Boden eines versauerten Mini-Einzugsgebietes in Südnorwegen. Das Einzugsgebiet ist vollständig überdacht und erlaubt daher eine Kontrolle der Randbedingungen von Niederschlags- bzw. Abflußereignissen, wie sie sonst nur bei Säulenversuchen möglich ist.

2. Das Untersuchungsgebiet

Das RAIN-Projekt untersucht die Wirkung geänderter Depositionsraten für ganze Einzugsgebiete. In Risdalsheia (Südnorwegen) wurden zwei Einzugsgebiete überdacht und der auf dem Dach aufgefangene Niederschlag wird durch ein Bewässerungssystem unter den Dächern verteilt. Auf der größeren der beiden Flächen, KIM (856 m²), wird der Niederschlag zuvor deionisiert, um die chemische Zusammensetzung der nassen Deposition vor der anthropogen erhöhten Säurebelastung zu simulieren (*Wright et al, 1986*). Die andere Fläche EGIL (398 m²) dient als Kontrolle und wurde für das hier beschriebene Experiment benutzt.

Tabelle 1: physikalische Parameter des EGIL-Einzugsgebietes

Fläche (m ²)	396
Bodenbedeckung (%)	49.2
mittlere Bodentiefe (m)	0.14
Bodenvolumen (m ³)	27.8
Dichte (g.cm ³)	
Tiefe 10-15 cm	0.35
Tiefe 20-25 cm	0.95
Bodenmasse (t)	13.3
max. Wasser Kapazität (m ³)	21.2 (≅54 mm)
Jahresabfluß (mm)	1092

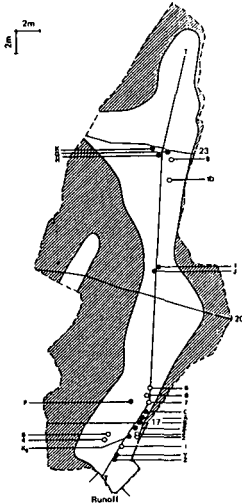
Die Böden in Risdalsheia sind typisch für das Gebirgsplateau in Südnorwegen, einer Gegend in der die Gewässerversauerung weit verbreitet ist. Die Böden sind geringmächtig, humusreich mit geringen Vorräten austauschbar gebundener, basischer Kationen (*Lotse and Otabong, 1985*). Die physikalischen Parameter des EGIL-Einzugsgebietes sind in der Tabelle 1 zusammengefaßt.

Die geringe Bodenmenge führt zu einer mittleren Verweilzeit von wenigen Jahren für die meisten austauschbar gebundenen Kationen (Tabelle 2). Das Gebiet befindet sich im Gleichgewicht mit den anthropogen erhöhten Sulfateinträgen und Sulfat bildet das dominierende Anion im Abfluß (*Hauhs, 1987*).

Tabelle 2: Vorräte, Flüsse und Verweilzeiten (Vorrat/Output) im EGIL-Einzugsgebiet. Die entsprechenden Flüsse für das KIM-Einzugsgebiet wurden auf die gleiche Grundfläche umgerechnet und in Klammern zum Vergleich angegeben.

	Vorrat (eq)	Input (eq.yr ⁻¹)	Output (eq.yr ⁻¹)	Verweilz. (J.)
austauschb. Na	26	39 (37)	36 (31)	0.7
austauschb. Ca	62	5 (2)	6 (4)	10
austauschb. Mg	34	9 (8)	9 (6)	4
austauschb. Al	672	- (-)	7 (4)	100
SO ₄ (ads.)	1.2			-
SO ₄ (wasserlös.)	8.7			0.2
S (gesamt)	483	44 (13)	45 (23)	11
NO ₃		27 (8)	13 (2)	-
NH ₄		25 (2)	6 (2)	-
N (gesamt)	5300	52 (10)	19 (4)	280

3. Der Markierungsversuch



Insgesamt 10 Tensiometer und 14 Lysimeter in dem Boden des EGIL-Einzugsgebietes erlaubten eine Kontrolle des physikalischen und chemischen Zustandes der Bodenlösung. Eine genaue Beschreibung des Versuchsaufbaues gibt (Hauhs, 1987). Abbildungen 1 und 2 zeigen die Positionen der Tensiometer und Lysimeter.

Der Markierungsversuch wurde am 17/18 Juli 1986 durchgeführt. In den vorausgegangenen vier Wochen erreichte der Boden bei Saugspannungen zwischen 100 und 150 cm die größte Austrocknung seit dem Beginn des RAIN-Projektes (1984). Im nahe gelegenen Birkenes-Einzugsgebiet führt die Wiederbefeuchtung nach solchen Austrocknungsperioden zu den maximalen SO₄-Konzentrationen im Abfluß (Christophersen et al, 1982). Der Markierungsversuch sollte unter anderem über bodeninterne Quellen derartiger SO₄-Austräge Aufschluß geben.

Abbildung 1: Lage der Tensiometer (1-10), Unterdruck-Lysimeter (A-K) und Sättigungslysimeter (X und Y). Die schraffierten Teile des Einzugsgebietes sind nicht vom Boden bedeckt.

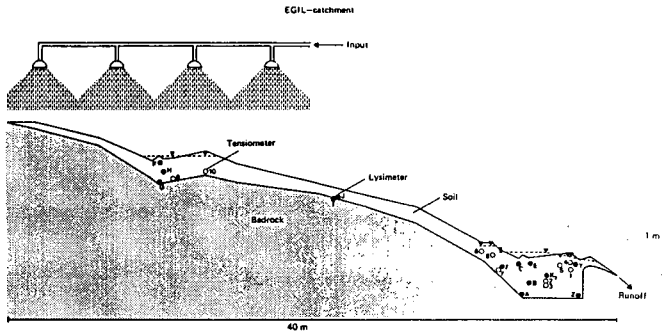


Abbildung 2: Querschnitt entlang der Linie T-T aus Abbildung 1.

Während der Wiederbefeuchtung und des folgenden Markierungsversuches im EGIL-Einzugsgebiet am 17/18 Juli 1986 wurde nur die obere Hälfte des Gebietes bewässert (Abbildung 2). Nachdem das aufgesammelte Regenwasser eines Niederschlagsereignisses am 17. Juli aufgebraucht war (4,7 mm), wurde die Bewässerung mit deionisiertem Seewasser (23,8 mm) fortgesetzt. Die Bewässerungsrate betrug 425 L.std^{-1} . Sobald ein hydrologisches Gleichgewicht (Input = Output) erreicht war, wurde die Markierungslösung ausgebracht. Es handelte sich dabei um aufgesammeltes Regenwasser von pH 4,4 mit $13,5 \text{ mg.L}^{-1}$ LiBr. Insgesamt 850 L dieser Markierungslösung wurden mit der gleichen Rate wie zuvor ausgebracht. Eine mehrstündige Bewässerung mit entmineralisiertem Seewasser schloß den Versuch ab.

4. Ergebnisse

Eine ausführliche Zusammenstellung und Diskussion der Ergebnisse des Markierungsversuches gibt (*Hauhs, 1987*). Hier sind die wichtigsten Punkte zusammengefaßt:

- Alles zugeführte Wasser infiltrierte in den Boden. Es trat kein Oberflächenabfluß auf und die Bodenoberfläche in der unteren Hälfte des Einzugsgebietes blieb mit Ausnahme einiger lokaler Depressionen trocken.
- Die Tensiometer zeigten eine Wiederbefeuchtung in der Reihenfolge ihres Abstandes von den Gebietsteilen, in denen das Wasser infiltrierte. Der Abfluß begann erst, nachdem das letzte Tensiometer in dieser Sequenz (Nr.1 in Abbildung 1) Sättigung anzeigte. Es gab demnach keine Hinweise auf Makroporenfluß, der nicht im Gleichgewicht mit den von den Tensiometern angezeigten Potentialen stand.
- Die ungesättigte Zone war während des hydrologischen Gleichgewichtes auf eine maximale vertikale Ausdehnung von 5 cm beschränkt (Abbildung 2). In der Zone lateralen, gesättigten Fließens traten Porenwassergeschwindigkeiten von über 10 m.std.^{-1} auf.
- Es fand eine intensive Mischung von Ereigniswasser und dem im Boden vorhandenen Wasser statt. Der Durchbruch von Br begann 2 Stunden nach der Zuführung und erreichte im Abfluß

ca. 25% der Ausgangskonzentration. Br wurde in 12 der insgesamt 14 Lysimetern nachgewiesen. Aufgrund der relativ geringen maximalen Wasserkapazität des Bodens ist die Verdünnung des Boden- und Abfließwassers mit dem Ereigniswasser bereits während eines Einzelereignisses meßbar.

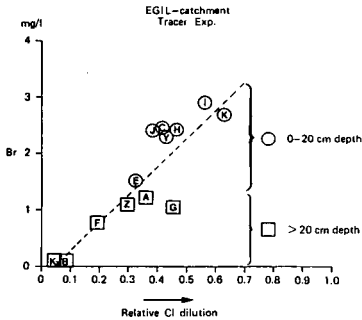


Abbildung 3: Zusammenhang zwischen der Verdünnung der anfänglich gemessenen Cl-Konzentrationen und der Br-Konzentration.

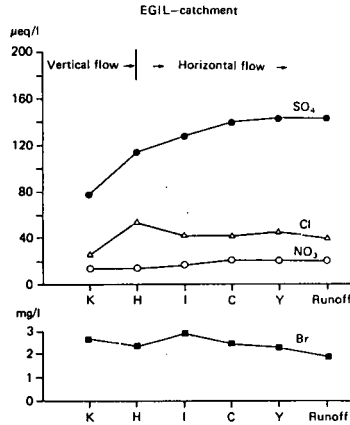


Abbildung 4: Konzentrationsprofile von Br, SO₄, NO₃ und Cl entlang der Lysimeter K, H, I, C, Y und im Abfluß unter hydrologischen steady state Bedingungen.

- Obwohl das Bromid unter hydrologischen Gleichgewichtsbedingungen zugeführt wurde, erreichte es auch die tiefsten Lysimeter in 45 cm Tiefe. Die Konzentration zeigte eine Differenzierung mit der Tiefe (Abbildung 3).

- Nach der maximalen Bromid-Konzentration ließ sich die Hauptsickerwasserbahn entlang der Lysimeter K, H (vertikale Infiltration), I, C, Y (lateraler Transport) und Abfluß beschreiben (Abbildung 4).

- Die vertikalen Gradienten der mengenmäßig wichtigsten Kationen und Anionen in der Bodenlösung erklären zusammen mit den hydrologischen Eigenschaften des EGIL-Einzugsgebietes die zeitliche Variation im Abfluß: "Return flow" aus Bodenschichten von über 20 cm Tiefe hatte einen relativ hohen Anteil am Abfluß zu Beginn und am Ende des Abflußereignisses, während der Gleichgewichtsbedingungen der Abfluß aus dem oberflächennahen Bereich sein Maximum erreichte. Alle Ionen, deren Konzentrationen mit der Tiefe ansteigen, nahmen daher gegen Ende des Ereignisses zu (Ausnahme H).

- Der gegen Ende beobachtete pH Abfall kann durch Oxidation von reduzierten Schwefel- und Stickstoffformen in stagnierenden Bereichen der Fließregion erklärt werden. H, SO₄ und NO₃ sind gleichzeitig die einzigen Ionen, die einen systematischen Anstieg entlang der lateralen Fließstrecke aufwiesen (Abbildung 4).

5. Diskussion

Nach den Ergebnissen des Markierungsversuches verhält sich das Mini-Einzugsgebiet in Risdalsheia hydrologisch ähnlich wie das wesentlich größere Einzugsgebiet der Langen Bramke im Harz (Hauhs, 1985). Auch in dem geringmächtigen Boden in Südnorwegen fand der gesamte Wassertransport im Boden statt und folgte dabei einem einheitlichen Potentialgradienten. Für das unterschiedliche hydrologische Verhalten dieser Einzugsgebiete sind demnach vor allem die absolute Länge der ungesättigten Zone vertikaler Infiltration sowie das Verhältnis von gesättigten zu ungesättigten Anteilen der Fließregion verantwortlich (Hauhs, 1987b).

In den bis zu mehreren Metern mächtigen Verwitterungsdecken mitteleuropäischer Böden ist der Bodenwasservorrat entlang der Sickerwasserbahnen so groß, daß Verdünnungseffekte erst über einen Zeitraum von mehreren Wochen auftreten können. In Risdalsheia kann Verdünnung bereits während eines einzigen Ereignisses auftreten. Da in dieser Hochfläche geringe Bodenbedeckung typisch ist, zeigen Oberflächengewässer in der Regel bereits nach wenigen Dezimetern Fließstrecke keine räumlichen Gradienten mehr (Hauhs 1987). Die zeitliche Variabilität der Abflußchemie ist unter diesen Bedingungen maximal (Sullivan et al. 1987).

Die tiefgründigen Mittelgebirgsböden in der Bundesrepublik erfordern dagegen bis zu mehrere km Fließstrecke, bis ein Vorfluter über die verschiedenen Tiefen intergriert, in die die vertikale Versickerung eindringen kann. Wie das Beispiel der Langen Bramke zeigt (Hauhs, 1985) kann dabei die zeitliche Variabilität des Abflusses fast vollständig zurücktreten, während starke räumliche Gradienten entlang des Bachlaufes gemessen werden. Die gleichzeitige Messung von physikalischen Aspekten und chemischen Aspekten des Lösungstransports im Boden eröffnet die Möglichkeit, das unterschiedliche Verhalten von Einzugsgebieten auf der Ebene der abflußbildenden Prozesse direkt zu vergleichen.

6. Literaturverzeichnis

- CHRISTOPHERSEN, N., SEIP, H.M., AND WRIGHT, R.F., 1982: A model for streamwater chemistry at Birkenes, Norway. *Water Resour. Res.* 18: 977-996
- HAUHS, M., 1985: Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Langen Bramke. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben Bd.17, Büsgenweg 2, D-3400 Göttingen, West Germany*
- HAUHS, M., 1986A: A model of ion transport through a forested catchment at Lange Bramke, West Germany. *Geoderma*, 38: 97-113
- HAUHS, 1987: Water and ion movement through a minicatchment at Risdalsheia, Norway (final Report). *Acid Rain Research Report, Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Box 333 Blindern, Oslo (in press).*

- KENNEDY, V. C. , Kendall, C., Zellweger, G. W., Wyerman, T. A., and Aranzino, R. J., 1986: Determination of the components of stormflow using water chemistry and environmental isotopes, Mattole River Basin, California. *J. Hydrol.*, 84:107-140
- LOTSE, E. AND OTABBONG, E., 1985: Physiochemical properties of soils at Risdalsheia and Sogndal: RAIN project. *Acid Rain Research Rep 8/1985*. NIVA, Box 333, Oslo Norway.
- PEARCE, A. J., STEWART, M. K., AND SKLASH, M. G., 1986: Storm runoff generation in humid headwater catchments 1. Where does the water come from? *Water Resour. Res.*, 22: 1263-1272
- REUSS, J. AND JOHNSON, D. W., 1985: Effects of soil processes on the acidification of water by acid deposition. *J. Environ. Qual.*, 14: 26-31
- SULLIVAN, T., Christophersen, N., Hooper, R. P., Seip, H. M., Muniz, I., Sullivan, P. D., and Vogt, R., 1987: Episodic variation in streamwater chemistry at Birkenes, southernmost Norway: Evidence for the importance of water flow paths. *Proceedings of a Symposium on acidification and water pathways, Bolkesjø (Norwegen)*, (in press).
- WRIGHT, R. F., 1985: RAIN-project, Annual report for 1984. *Acid Rain Research Report, 7/1985* NIVA, Box 333, Oslo Norway.
- WRIGHT, R. F. AND GJESSING, E., 1986: RAIN-project, Annual report for 1985. *Acid Rain Research Report 9/1986* NIVA, Box 333, Oslo Norway.
- WRIGHT, R. F., Gjessing, E., Christophersen, N., Lotse, E., Seip, H. M., Semb, A., Sletaune, B., Storhaug, R. and Wedum, K., 1986: Project RAIN: changing acid deposition to whole catchments. the first year of treatment. *Water, Air and Soil Pollution* 30: 47-64

Stabilitätsänderung von Bodenaggregaten als Ergebnis
von Quellung, Schrumpfung und Entwicklungsdauer

von

Horn, R.* und A.R. Dexter**

Zusammenfassung:

Zur Klärung der Frage, inwiefern wiederholte Be- und Entwässerung homogenisierten Lösses zu einer Aggregierung und Stabilitätszunahme der gebildeten Einzelaggregate führt, wurden folgende Untersuchungen an Großlysimetern in Avdat/Israel durchgeführt: Lysimeter mit einem Durchmesser von 3 m und einer Bodentiefe von 1, 2 und 3 m wurden mit homogenisiertem Löß gefüllt, 1 x jährlich bis zur Feldkapazität bewässert und zu Beginn des Versuches mit je einem Mandelbaum bepflanzt. Die Probenahme der gebildeten Einzelaggregate erfolgte 1 1/2 bzw. 2 1/2 Jahre nach Versuchsbeginn; außerdem wurden einige Aggregatproben aus dem älteren ungestörten Bodenprofil untersucht. Die Ergebnisse zeigen, daß die Bruchfestigkeit der Aggregate mit zunehmender Zeit deutlich steigt. Der Wert der Bruchfestigkeit für "alte" Aggregate aus dem ungestörten Boden ist ca. 3 x so hoch wie in dem Boden 1 1/2 Jahre nach der Homogenisierung. Als Ursache hierfür ist die stärkere und häufigere Austrocknung in dem "älteren" Boden verbunden mit einer höheren Wurzeldichte anzusehen. Die Aggregatlagerungsdichte steigt ebenfalls zu Beginn des Untersuchungszeitraumes in Abhängigkeit von der Entwässerungsintensität und von dem Vorrat an pflanzenverfügbarem Wasser an, während sie in den älteren Böden wieder kleinere Werte annimmt.

Eine ausführliche Darstellung wird an anderer Stelle veröffentlicht.

*Universität Bayreuth, Lehrstuhl Bodenphysik,

**Universität Bayreuth, Lehrstuhl Bodenphysik
Postfach 10 12 51, 8580 Bayreuth

Das pH-Pufferverhalten gestörter und ungestörter
Waldbodenproben in Beziehung zur Waldernährung

von

Kaupenjohann, M., R. Hantschel, R.Horn und W.Zech[†]

Einleitung

Die ursächliche Beteiligung saurer Depositionen am "Waldsterben" wird mittlerweile als erwiesen angesehen (FBW, 1986). Nach ULRICH (1986) spielt dabei der Prozeß der Kronenraumpufferung eine wichtige Rolle. Es kommt zu Basenverlusten der Baumkrone, die über erhöhte Aufnahmeleistungen aus dem Boden ersetzt werden müssen. Das führt zu verstärkter Versauerung der Rhizosphäre. Der Ablauf dieser Prozesse konnte durch neuere Laborversuche bestätigt und z.T. quantifiziert werden (FLÜCKIGER, 1987, KAUPENJOHANN et al. 1987a).

Saure Einträge scheinen daneben auch zunehmend zu einer kleinräumigen Heterogenisierung des chemischen Zustandes aggregierter Böden zu führen (HANTSCHEL et al. 1986, HILDEBRAND, 1986, HORN, 1987, KAUPENJOHANN et al. 1987b). So weisen Oberflächen von Bodenaggregaten vielfach geringere Basensättigung auf, als der Sorptionskomplex in deren Innerem. Werden nun Bodenaggregate vorwiegend um- jedoch nicht durchwurzelt, dann ist zu erwarten, daß pH-Pufferungsversuche mit homogenisierten Proben den ökologisch relevanten chemischen Bodenzustand nur unzureichend beschreiben. Vielversprechend zur Simulation der chemischen Bedingungen im Wurzelraum erscheint dagegen die Extraktion natürlich gelagerter Bodenproben mit Säuren, deren Konzentration sich aus der im Freiland gemessenen Kronenraumpufferung von Waldbeständen errechnet.

Material und Methoden

Untersucht wurden Fichtenstandorte nahe Oberwarmersteinach (Braunerde-Podsol, pH_{KCl} 2.9, Subpolyedergefüge), Wülfersreuth (podsolige Braunerde, pH 2.8, Krümelgefüge) und Selb (eutrophe Braunerde, pH 3.4, Krümelgefüge) sowie im Kloaschautal (Rendzina, pH 7.0, Krümelgefüge).

[†]Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie

Postfach 101251

Universität Bayreuth

D-8580 Bayreuth

Für Bodenanalysen wurden einerseits natürlich gelagerte Bodenproben (0-4 cm) in fünffacher Wiederholung mit H_2SO_4 (pH 5.6, 3.5, 3.1, 3.0, 2.75, 2.5) bei gesättigter Wasserleitfähigkeit (K_f) mittels einer Perkolationsapparatur extrahiert (PBL-Extraktion). Zum Vergleich wurden Batch-Versuche mit homogenisierten, gesiebten Bodenproben (GL-Extraktion) (gleiche H_2SO_4 -Konzentrationen und Boden/Extraktionsmittelverhältnisse wie bei der PBL-Extraktion) durchgeführt. In den durch Membranfilter (0.45μ) gereinigten Extrakten erfolgte die Bestimmung der H^+ -Aktivitäten (Glaselektrode) sowie der Al-, Ca-, Mg- und K-Gehalte (AAS).

Den Ergebnisse der Nadelanalyse liegt der Gesamtaufschluß (trockene Veraschung) rezenter Nadeln des dritten Wirtels der Versuchsfichten zugrunde. (Einzelheiten zur Methodik s. HANTSCHHEL et al. 1986, KAUPENJOHANN und HANTSCHHEL, 1987, KAUPENJOHANN et al. 1987c).

Ergebnisse und Diskussion

H^+ -Pufferraten

Die Protonenpufferraten natürlich gelagerter Bodenproben werden beschrieben durch die Differenz zwischen Protoneneintrag mit dem Extraktionsmittel und Austrag mit dem Extrakt. Sie sind ein Maß für die Protonenkonsumption der Böden. Um die Ergebnisse ökologisch einordnen zu können, werden die H^+ -Pufferraten in der Dimension gH^+/ha h bezogen auf die Probenahmetiefe dargestellt. Die Zeitdimension ergibt sich aus der Berücksichtigung von K_f bei der Berechnung des Protoneneintrags in die Bodenproben. In ähnlicher Weise kann auch die H^+ -Pufferrate der homogenisierten Proben errechnet werden. Allerdings hat dann die Zeitdimension keinen ökologischen Bezug. Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurde aber das Batch-Experiment nach einer Stunde beendet. Die schnellen Protonenpufferungsvorgänge sind dann weitgehend abgeschlossen (SCHALLER und FISCHER, 1985).

Abb. 1 stellt die Protonen-Pufferraten der homogenisierten Bodenproben als Funktion der Belastung dar. Die Proben der Rendzina (K) weisen die höchsten Pufferraten auf. Innerhalb einer Stunde werden die zugeführten Protonen vollständig gepuffert. Auch die Selber Proben (S) puffern die Protonenbelastung deutlich ab, gefolgt von den Proben der podsoligen Braunerde aus Wülfersreuth (W) und -mit erheblich geringeren Raten- des Braunerde-Podsols aus Oberwarmensteinach (O). Allerdings puffern auch diese homogenisierten Bodenproben eine Belastung von z.B. $3kg H^+/ha$ innerhalb einer Stunde noch zu etwa 60% in den oberen 4 cm. Wesentlich geringer ist dagegen die Pufferleistung natürlich gelagerter Proben aus Oberwarmensteinach. Abb. 2 zeigt, daß der Boden bereits bei Belastungen von etwa $400 gH^+/ha$ h seine maximale Pufferrate mit ca. $185 gH^+/ha$ h erreicht. Solche Belastungen würden bei Regenintensitäten von z.B. 400mm (pH 4.0) erreicht. Dieser Wert überschreitet den K_f -Wert des Oberwarmenstei-

nacher Bodens erheblich. Bei Regenintensitäten, die K_f entsprechen, müßte das Niederschlags-pH bei 3.1 liegen, um die maximale H^+ -Pufferrate des Bodens zu erreichen. Regenereignisse so hoher Belastungsintensitäten erscheinen allerdings kaum möglich. Dagegen weisen Nebel im Fichtelgebirge sehr hohe Säuregehalte auf (SCHRIMPF et al. 1984).

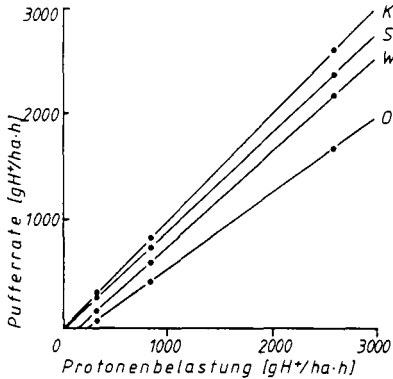


Abb. 1: Pufferraten homogenisierter Bodenproben der Standorte Kloaschau (K), Selb (S), Wulfersreuth (W) und Oberwarmersteinach (O) in Abhängigkeit von der Protonenbelastung.

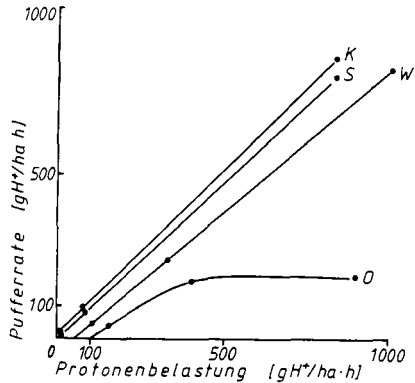


Abb. 2: Pufferraten natürlich gelagerter Bodenproben der Standorte Kloaschau (K), Selb (S), Wulfersreuth (W) und Oberwarmersteinach (O) in Abhängigkeit von der Protonenbelastung.

An Hand von Laborexperimenten konnte gezeigt werden, daß Protonen, die im Kronenraum von Bäumen gepuffert werden, rasch über verstärkte Basenaufnahme zu einer deutlichen Versauerung der Rhizosphäre führen (PFLÜCKIGER, 1987, KAUPENJOHANN et al. 1987a). Sofern die im Labor nachgewiesenen Prozesse auch im Freiland quantitativ vergleichbar ablaufen, können unter der Annahme, daß 1-10% des von der PBL extrahierten Bodenporenraumes durchwurzelt sind, bereits Nebelereignisse mit Niederschlagsintensitäten von 1-10mm und pH-Werten von 3.3 die Protonenpufferraten des Oberwarmersteinacher Oberbodens überschritten werden. Damit ist zu vermuten, daß eine kurzfristige Überlastung der Pufferfähigkeit dieses Bodens aufgrund der aktuellen Säurebelastung des Fichtelgebirges eintreten kann (KAUPENJOHANN und HANTSCHHEL, 1987).

Für die drei krümeligen Substrate aus dem Kloaschautal, aus Selb und Wulfersreuth ergeben sich keine wesentlichen Unterschiede zu den Ergebnissen der GL-Extraktion. Diese Befunde stimmen gut überein mit früheren Untersuchungen der Unterschiede zwischen GBL (Gleichgewichtsbodenlösung) und PBL (HANTSCHHEL et al. 1986, KAUPENJOHANN, et al. 1987b).

Über Säure-Pufferreaktionen informieren die Abb. 3 und 4 an Beispielen der Böden aus Selb und Oberwarmersteinach.

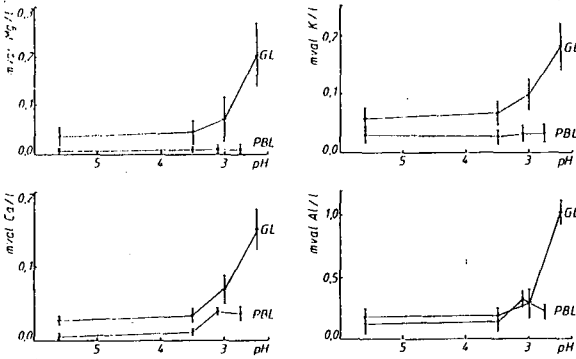


Abb. 4: Mg-, Ca-, K- und Al-Gehalte in Perkolations- (PBL) und Gleichgewichts-Bodenextrakten (GL) in Abhängigkeit vom pH des Extraktionsmittels (Standort Oberwarmersteinach).

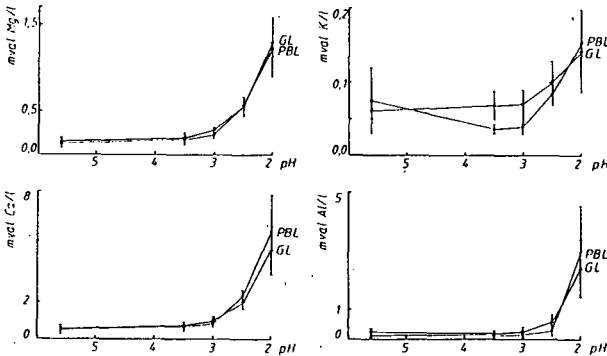


Abb. 3: Mg-, Ca-, K- und Al-Gehalte in Perkolations- (PBL) und Gleichgewichts-Bodenextrakten (GL) in Abhängigkeit vom pH des Extraktionsmittels (Standort Selb).

Die Selber Proben setzen mit steigender Protonenbelastung zunächst Mg- und Ca-Ionen frei (Abb. 3). Bei starker Belastung folgt dann auch eine Erhöhung der Al-Konzentrationen. Unterschiede zwischen GL und PBL treten nicht auf. Die K-Freisetzung sinkt dagegen zunächst im Perkolationsextrakt und erreicht erst bei hohen Protonenzugaben wieder die Gehalte der GL. Diese Befunde der PBL stehen in deutlicher Beziehung zur schwächeren K-Versorgung stark säurebelasteter Fichten am Standort Selb, verglichen mit weniger belasteten (KAUPENJOHANN et al. 1987c). Die GL-Extrakte der Proben aus Oberwarmersteinach (Abb. 4) zeigen ebenfalls deutliche Anstiege der Ca-, Mg-, K- und Al-Konzentrationen mit der Säurebelastung.

Dagegen erreichen die Kationenfreisetzungsraten natürlich gelagerter Proben bereits bei Belastungen mit Säuren von pH 3.0 ihren höchsten Wert. Mit Ausnahme des Aluminiums liegen die Ionengehalte der PBL

stets unter denen im GL-Extrakt.

Insbesondere die K-Freisetzung ist kaum von der Säurebelastung abhängig. Auch dieses Ergebnis steht in klarer Beziehung zur mangelhaften K-Versorgung stark protonenbelasteter Fichten in Oberwarmensteinach (KAUPENJOHANN et al. 1987c).

Aus Meßergebnissen der Stoffeinträge in die untersuchten Waldbestände läßt sich nach dem Kronenraummodell von ULRICH (MEIWES et al. 1984) die jährliche Protonenpufferrate der Bestände ermitteln. Diese Kronenraum-Pufferraten können in durchschnittliche pH-Werte umgerechnet werden. Greift man bei entsprechenden pH-Werten die Nährstoffkonzentrationen aus den Kurven der Ionenfreisetzung ungestörter Proben als Funktion der Säurebelastung (z.B. Abb. 3 und 4) ab, dann ergeben sich sehr deutliche Beziehungen zu den Nährstoffgehalten der auf den Böden stockenden Fichtenbestände.

Abb. 5 zeigt diese Zusammenhänge am Beispiel der Mg-Versorgung. Nährstoffkonzentrationen der GL-Extrakte liefern dagegen wesentlich schlechtere Beziehungen.

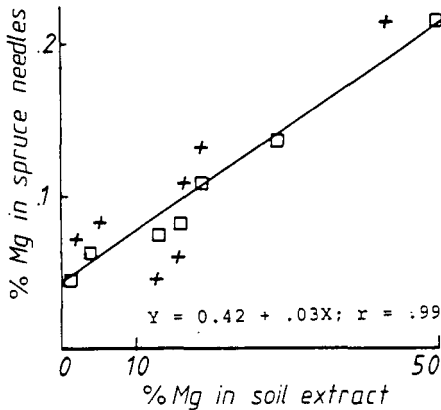


Abb. 5: Beziehungen zwischen Mg-Gehalten (%) in PBL (=□) bzw. GL (=X) und den Mg-Nadelspiegelwerten von Fichten.

Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse weisen auf enge Beziehungen zwischen atmogenem Säureeintrag in Fichtenökosysteme, Nährstoffgehalten in Bodenlösungen und der Nährelementversorgung von Fichten hin. Dabei spielen Prozesse wie Kronenraumpufferung, Kationenleaching, verstärkte Basenaufnahme und dadurch bedingte Versauerung der Wurzelumgebung eine Rolle. Solche Beziehungen werden nur gefunden, wenn Strukturbedingte chemische Heterogenitäten in Kleinbereichen von Böden analytisch faßbar gemacht werden. Die PBL-Methode scheint diesen Anforderungen zu entsprechen.

Zusammenfassung

Das pH-Pufferverhalten gestörter und ungestörter Oberbodenproben von Waldstandorten (Rendzina, eutr. Braunerde, podsolige Braunerde und Braunerde-Podsol) wird untersucht und in Beziehung gesetzt zur Mg-Versorgung von Fichten. Die Versuchsergebnisse mit natürlich gelagerten Proben weisen hin auf enge Beziehungen zwischen "sauren Depo-

sitionen", der Zusammensetzung von Bodenlösungen und der Nährelementversorgung von Fichtenbeständen.

Literatur

- FBW, 1986: Forschungsbeirat Waldschäden/Luftverunreinigungen, 2. Bericht. Herausgeber: Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- FLÜCKIGER, W., 1987: Untersuchungen über Ernährungszustand und Ernährungsmaßnahmen in festen Beobachtungsflächen in der Schweiz. In: Symposiumsberichte, Möglichkeiten und Grenzen der Sanierung immissionsgeschädigter Waldökosysteme. Universität für Bodenkultur, Wien (im Druck).
- HANTSCHHEL, R., KAUPENJOHANN, M., HORN, R. und ZECH, W., 1986: Kationenkonzentrationen in der Gleichgewichts- und Perkolationsbodenlösung (GBL und PBL) - ein Methodenvergleich. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. **149**, 136-139.
- HILDEBRAND, E. E., 1986: Ein Verfahren zur Gewinnung der Gleichgewichts-Bodenporenlösung. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. **149**, 340-346.
- HORN, R., 1987 Die Bedeutung der Aggregation für die Nährstoffversorgung in Böden. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. **150**, 13-16.
- KAUPENJOHANN, M., SCHNEIDER, B.U., HANTSCHHEL, R., HORN, R. und ZECH, W., 1987a: Sulfuric acid treatment of *Picea abies*: Effects on nutrient solution and throughfall chemistry as well as on spruce nutrition. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. (eingereicht).
- KAUPENJOHANN, M., HANTSCHHEL, R., HORN, R. and ZECH, W., 1987b: The importance of soil aggregation to forest nutrition and decline phenomena. *Ecologia* (eingereicht).
- KAUPENJOHANN, M. and HANTSCHHEL, R., 1987: Die kurzfristige pH-Pufferung gestörter und ungestörter Waldbodenproben. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. **150** (3) (im Druck).
- KAUPENJOHANN, M., HANTSCHHEL, R., ZECH, W. und HORN, R., 1987c: Mögliche Auswirkungen "sauren Regens" auf die Nährstoffversorgung von Wäldern Kali-Briefe (Büntehof) **18**, 631-638.
- MEIWES, K.-J., HAUHS, M., GERKE, H., ASCHE, N., MATZNER, E. und LAMMERSDORF, N., 1984: Die Erfassung des Stoffkreislaufs in Waldökosystemen - Konzept und Methodik. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldschäden. Bd. **7**, 68-142.
- SCHALLER, G. und FISCHER, W. R., 1985: Kurzfristige pH-Pufferung von Böden. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. **148**, 471-480.
- SCHRIMPF, R., KLEMM, O., EIDEN, R., FREVERT, R. und HERRMANN, R., 1984: Anwendung eines GRUNOW-Nebelfängers zur Bestimmung von Schadstoffen in Nebelniederschlägen. Staub-Reinhold. Luft, **44**, 72-75.
- ULRICH, B., 1986: Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. Forstw. Cbl. **105**, 421-435.

Welche Bedeutung kommt der Aggregatstabilität
während des Schervorganges zu?

von

Lebert, M., N. Burger u. R. Horn ++)

Einleitung: Über das Verhalten des Bodens bei statischer, vertikaler Belastung ist sehr viel bekannt und berichtet worden (Horn 1981, Koolen u. Kuipers 1983). Weniger Erkenntnisse liegen jedoch darüber vor, wie sich die Bodenstruktur verändert, wenn zur vertikalen Spannungskomponente eine zusätzliche horizontale Spannungskomponente hinzukommt, wie das unter einem fahrenden Rad der Fall ist. Die Frage, was geschieht mit dem Bodengefüge beim Schlupf soll hier behandelt werden. Zu diesem Zweck wurden an in natürlicher Lagerung entnommenen Stechzylinderbodenproben Scherversuche mit einem Kastenschengerät durchgeführt. Der Schervorgang, bei dem sowohl eine vertikale als auch horizontale Spannung auf die Probe einwirken, soll dabei die dynamische Belastung unter einem fahrenden Rad simulieren.

Zusammenfassung: Während des Scherversuchs mit einem Kastenschengerät wurden Höhenveränderungen der Bodenproben in Abhängigkeit vom Scherweg aufgezeichnet. Es zeigte sich, daß bis zu einem bestimmten Wert für die Vertikalspannung, die Proben im Verlauf des Schervorganges an Höhe zunehmen, daß bei Überschreitung dieses Wertes jedoch eine deutliche Höhenabnahme auftritt. Dieser Wert ist abhängig von der Aggregatstabilität. Zusammenhänge zwischen Aggregatstabilität und Vorbelastung werden aufgezeigt. Bei Scherbelastung trat für Werte für die Vertikalspannung unter der Vorbelastung eine Lockerung des Gefüges ein, für Werte über der Vorbelastung jedoch trat eine starke zusätzliche Verdichtung ein, verglichen mit statischer, vertikaler Belastung.

++) Abt. Bodenphysik, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

Methoden und Material: Das verwendete Kastenschergerät ist ein selbstgefertigtes Gerät, bei dem über einen Druckluftzylinder die vertikale Spannung an die Probe angelegt wird. Die Bodenprobe befindet sich in zwei übereinanderliegenden Ringen. An den oberen Ring wird mit Hilfe eines Spindeltriebes mit konstanter Vorschubgeschwindigkeit eine horizontale Spannung angelegt, die solange gesteigert wird, bis der Scherwiderstand überwunden ist. Der Verlauf des Scherwiderstandes wird dabei elektronisch aufgezeichnet. Es wurden konsolidiert drainierte Scherversuche durchgeführt, mit einer Vorschubgeschwindigkeit von 0,2 mm/min. Während des Schervorganges auftretende Höhenveränderungen der Proben wurden mit einem elektronischen Wegaufnehmer aufgezeichnet, der auf dem lastübertragenden Stempel aufgesetzt wurde. Der Scherweg betrug aus versuchstechnischen Gründen 10 mm. Die Messungen wurden an repräsentativen, typischen Bayerischen Böden durchgeführt. Die Grunddaten des Profils für die hier verwendeten Ergebnisbeispiele sind in Tabelle 1 wiedergegeben.

Horizont	Gefüge	Entn.-tiefe (cm)	pH (0,01m CaCl ₂)	org. Subst. (Gew.%)	dB (g/cm ³)	dF (g/cm ³)	Körnung < 2mm (Gew%)			Skel. (Gew%) >2mm	Vorbelastung (kPa)	
							T	U	S		Vorentwässerung 60 hPa	300 hPa
Ap	kru-sub	5 - 9	6.21	3.0	1.40	2.59	17.0	38.5	44.5	17.9	28	78
Ap	kru-sub	20 - 24	6.18	3.0	1.48	2.59	17.0	38.3	44.7	16.0	58	63
Bv	sub-ple	25 - 29	6.11	1.5	1.58	2.64	22.5	34.0	43.5	20.4	90	145
Bv	sub	40 - 44	5.71	0.7	1.51	2.67	23.5	35.8	40.7	12.6	50	97

Tab.1: Charakterisierung des Bodenprofils, Bodentyp: Braunerde aus Fließerde aus Gneiszersatz, Standort: Oberpfälzer Wald.

Ergebnisse und Diskussion: In Abb. 1 sind der Verlauf des Scherwiderstandes und der Höhenveränderung von zwei Bodenproben aus Tiefe 40-44 cm in Abhängigkeit vom Scherweg dargestellt, für zwei unterschiedliche Vertikalspannungen σ_n , 30 u. 50 kPa. Der Scherwiderstand nimmt bei einer Steigerung von σ_n von 30 auf 50 kPa deutlich zu. Die Probenhöhe nimmt bei $\sigma_n = 30$ kPa zunächst ab, durchläuft ein Minimum und steigt gegen Ende des Scherversuchs deutlich über die Ausgangshöhe (0-Linie) an. Bei $\sigma_n = 50$ kPa ist nach 10 mm Scherweg nur eine ganz geringe Zu-

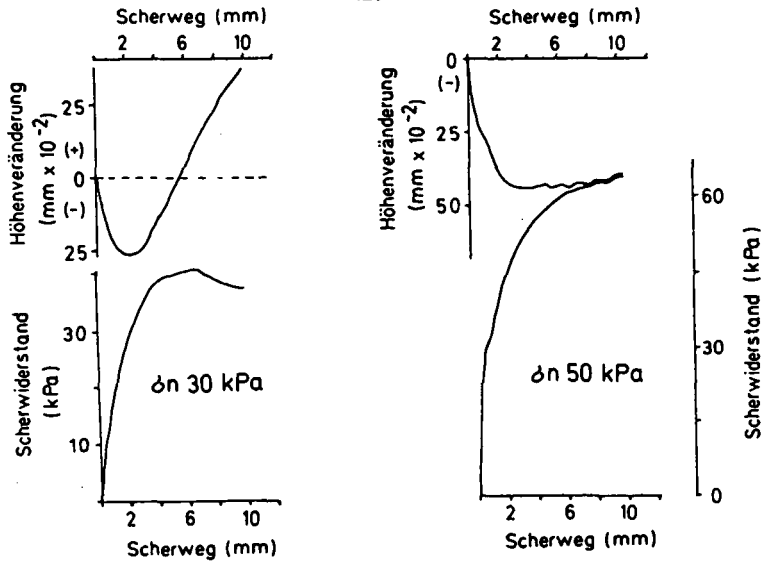


Abb.1: Verlauf der Höhenveränderung und des Scherwiderstandes in Abh. vom Scherweg für zwei verschiedene Vertikalspannungen σ_n , 30 u. 50 kPa (Tiefe 40-44 cm).

nahme der Probenhöhe gegenüber des Minimums zu erkennen. Durch den Schervorgang wird Bodenmaterial über Hohlräume geschoben und dabei durch das Einwirken der Vertikalspannung in diese hineingedrückt. Dadurch erklärt sich die Höhenabnahme zu Beginn des Schervorganges. Im weiteren Verlauf der Verschiebung treffen jedoch Aggregate in der Scherfläche aufeinander. Dadurch kommt es zu einem Druck entgegen der Vertikalspannung. Ist die Stabilität der Aggregate größer als σ_n , so kommt es dann zu einer Anhebung der Probe, wie es bei $\sigma_n = 30 \text{ kPa}$ der Fall ist. Bei $\sigma_n = 50 \text{ kPa}$, wo es nur noch zu einer geringfügigen Anhebung der Probe kommt ist die Grenze der Aggregatstabilität erreicht. Hier sind die Aggregate nicht mehr stabil genug, um die Probe gegen σ_n anzuheben. Vergleicht man σ_n mit dem Wert der Vorbelastung aus Tab.1, so liegt dieser ebenfalls bei 50 kPa. Der Einfluß der Vorbelastung auf die Aggregatstabilität wird deutlich in Abb.2, an zwei verschiedenen Tiefen des Profils, mit unterschiedlicher Vorbelastung und gleicher Vorentwässerung.

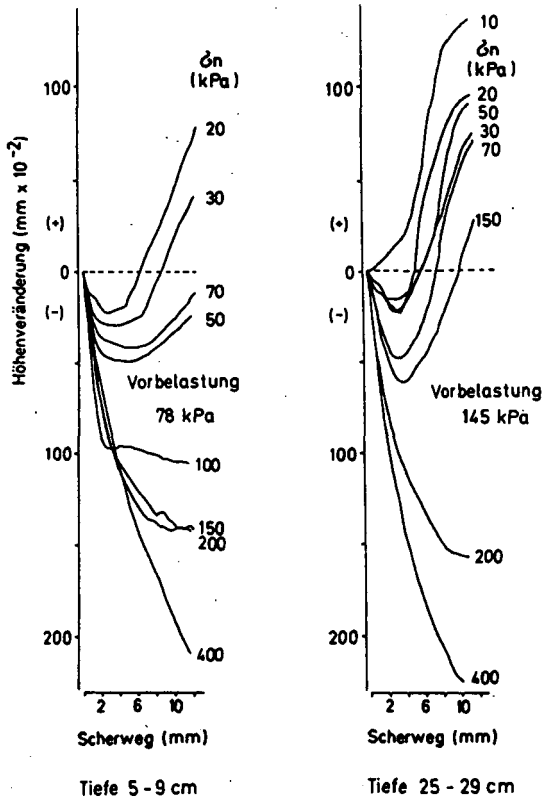


Abb.2: Höhenveränderung während des Abschervvorganges in Abb. vom Scherweg und der Vertikalspannung δn , für zwei verschieden vorbelastete Bodenhorizonte (Tiefe 5-9 cm und 25-29 cm, Vorentwässerung 300 hPa).

Die Vorbelastungswerte wurden mit dem Verfahren nach Casagrande 1936 (beschrieben bei Horn 1981) ermittelt. Im Oberboden, Tiefe 5-9 cm, der eine Vorbelastung von 78 kPa aufweist, steigt die Probenhöhe bei Werten für δn unter der Vorbelastung am Ende des Scherversuches an. In der Pflugsohle, Tiefe 25-29 cm, zeigt sich dieser Effekt noch deutlicher auf Grund des stabilen Plattengefüges. Die Vorbelastung beträgt hier 145 kPa nach Casagrande, eine deutliche Anhebung ist jedoch auch bei 150 kPa für δn noch zu verzeichnen. Dieser Wert liegt jedoch im Bereich der Vorbelastung. Bei Werten für δn über der Vorbelastung kommt es zu

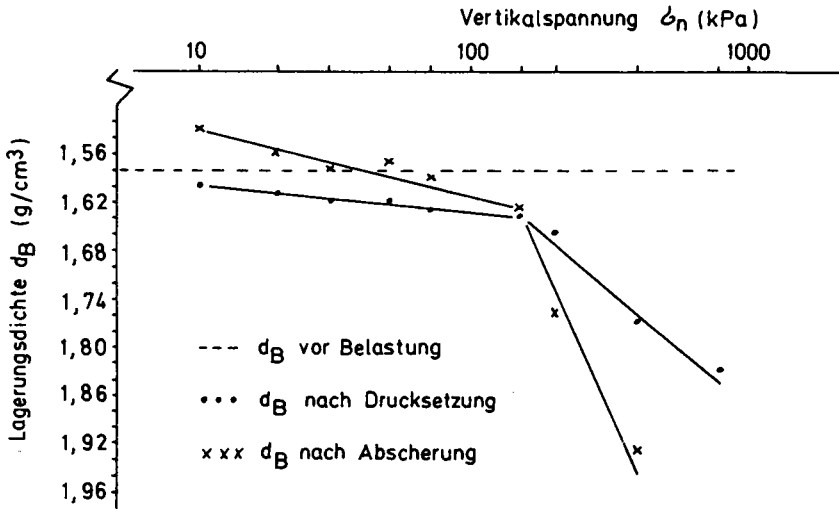


Abb.3: Änderung der Lagerungsdichte nach statischer Drucksetzung und nach Abscherung in Abh. von der Vertikalspannung σ_n (Tiefe 25-29 cm, Vorentwässerung 300 hPa).

intensiven zusätzlichen Setzungen, wobei die Intensität der Setzung bei gleichen Werten für σ_n in beiden Fällen etwa gleich, also von der Vorbelastung unabhängig ist. Hierbei werden die Aggregate durch gleichzeitig einwirkende Vertikal- und Horizontalspannung zerrieben.

Aus den Werten für die Höhenveränderungen nach 10 mm Scherweg lassen sich die Werte für die Lagerungsdichten errechnen. Dies ist in Abb.3 für die Variante 25-29cm Tiefe aus Abb.2 dargestellt. Die Kurve für die Lagerungsdichten nach statischer Drucksetzung ist identisch mit der Drucksetzungskurve, da diese Werte aus der Setzung berechnet wurden. Im flach verlaufenden Wiederverdichtungsbereich liegen die Werte für die Lagerungsdichte nach Abscherung unter denen nach statischer Drucksetzung, im steiler verlaufenden Erstverdichtungsbereich liegen sie deutlich darüber.

Schlußfolgerungen: Übertragen auf Freilandverhältnisse bedeuten diese Ergebnisse, daß durch Schlupf eine Lockerung des Gefüges eintreten kann, und zwar bei Werten für σ_n unter der Vorbelastung. Dieser Fall tritt ein, bei höheren Fahrgeschwindigkeiten, wenn nur ein Teil der Gesamtspannung als effektive Spannung auf das Korngerüst übertragen wird auf Grund der zeitabhängigkeit der Setzung. Durch eine Reduzierung der Gesamtspannung wie z.B. Reduzierung des Kontaktflächendruckes über den Reifeninnendruck lassen sich ebenfalls kleinere Werte für σ_n erzielen, im schmalen Kontaktbereich zwischen Reifen und Boden. Bei Werten für die Vertikalspannung über der Vorbelastung bedeutet Schlupf eine intensive Gefügezerstörung. Dies ist der Fall, bei sehr langsamen Fahrgeschwindigkeiten, wenn der Anteil der effektiven Spannung an der Gesamtspannung steigt. Eine Erhöhung der Gesamtspannung durch Erhöhung des Reifeninnendruckes oder durch Einsatz eines schwereren Gerätes sorgt ebenfalls für höhere Vertikalspannungen.

Literatur:

Horn, R. (1981): Die Bedeutung der Aggregation von Böden für die mechanische Belastbarkeit in dem für Tritt relevanten Auflastbereich und deren Auswirkungen auf physikalische Bodenkenngrößen.

Schriftenreihe TU Berlin, Fachbereich Landschaftsentwicklung, H. 10, 200 S., ISBN/SN3-7983-0792-X

Koolen, A.J. u. H. Kuipers (1983): Agricultural Soil Mechanics Springer-Verlag, Berlin

Danksagung: Die Autoren danken dem "Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen" für die Förderung des Projektes, Bewilligungsnr.: 6331-972-56650.

Die Verlagerung von Ton unter ungesättigten Bedingungen im Labor

von

Lessing R. und K.H. Hartge⁺

Einleitung

Das Phänomen der Tonverlagerung ist aus verschiedenen Richtungen eingehend untersucht worden. Dabei zeigten mineralogische und chemische Ansätze die Grenzen auf, innerhalb derer eine Tonwanderung möglich ist. Der Prozess, der die Ablösung und den anschließenden Transport selbst herbeiführt, kann aus diesen Ergebnissen jedoch nicht ermittelt werden.

Hierzu ist eine Bewegung nötig und zwar die des Wassers. Die Tatsache der Bewegung allein kann es jedoch nicht sein, wie folgende Beobachtungen zeigen: (1) Der B_c -Horizont hat nach oben oft eine scharfe Abgrenzung, obgleich das Wasser durch ihn hindurchfließt und nicht anhält. (2) Er hat nach unten hin auch eine Abgrenzung, obgleich das Wasser weiterversickert. (3) Parabraunerden sind engräumig mit Pseudogleyen vergesellschaftet, obgleich die klimatische Wasserbilanz die gleiche ist.

Die Ursache für die Tonwanderung muß somit in einer speziellen Eigenschaft der Wasserbewegung liegen. Hierzu waren bereits früher einige Ergebnisse mitgeteilt worden (Hartge und Becher, 1973; Becher und Hartge, 1976). Die im folgenden beschriebenen Ergebnisse setzen dies im Hinblick auf die Wirkung des hydraulischen Gradienten fort.

Versuchsaufbau

Der Versuchsaufbau ist in Abbildung 1 dargestellt. Die Versuche wurden mit Feinsand durchgeführt, in den 1 % Ca-gesättigter Bentonit (80 % Tonanteil) eingearbeitet wurde. Dies erfolgte durch Einmengen des lufttrockenen, feinpulvrigen Tones mit folgendem Anfeuchten, Durchmischen und Trocknen (105° C). Letzteres geschah, um ein zu leichtes Entmischen zu verhindern. Für den Einbau in die zylindrische Säule ($d = 11$ cm, $h = 7$ cm) wurde die Sand-Ton-Mischung auf 5, 10, 15 und 20 % Wassergehalt (Dest.-Wasser) angefeuchtet und auf Lagerungsdichten zwischen $d_B = 1.36$ und 1.41 (g/cm^3) verdichtet. Die Proben wurden am Unterende des Zylinders durch ein Sieb gehalten, das den Ablauf von Wasser und Ton, nicht aber von Sand zuließ. Die Wasserzufuhr erfolgte durch einen Regner (Fallhöhe der Tropfen = 8 cm). Sie wurde innerhalb eines Bereiches von 9 und 19 (cm^3/min) reguliert.

⁺ Institut für Bodenkunde, Hannover

Die Wasserspannung in der Probe wurde durch zwei Tensiometer gemessen (Masse P42 der staatl. Porzellanmanufaktur, Berlin), die direkt an Druckaufnehmer (Fa. Honeywell) angeschlossen waren. Der Tonaustrag aus der Probe wurde im Perkolat durch turbidimetrische Bestimmung der Konzentration ermittelt. Hierzu wurde eine Eichkurve verwandt, die mit dem gleichen Ton erstellt worden war. Das Prinzip des Verfahrens ist bei Rose (1959) beschrieben.

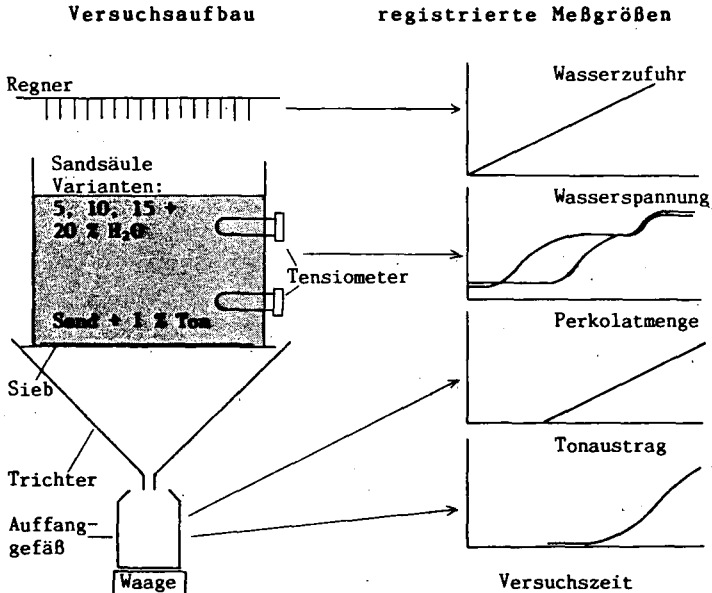


Abb. 1: Schema der Meßanordnung

Ergebnisse

Wasserspannungsänderungen

An den Kurven, die die zeitliche Veränderung der Wasserspannung an den beiden Tensiometern angeben, wurde die maximale Differenz der Wasserspannungen in Abhängigkeit von der Zeit und dem Anfangswassergehalt abgegriffen (Abb. 2).

Es ist zu erkennen, daß sowohl die Anfangswasserspannung als auch der gesamte Änderungsverlauf der Wasserspannung stark vom Anfangswassergehalt abhängig war. Die Zeitspanne mit der maximalen Wasserspannungsdifferenz markiert das Passieren der Befeuchtungsfrent zwischen den beiden Tensiometern. Diese Front, die in etwa gleicher Form durch die gesamte Probe von oben nach

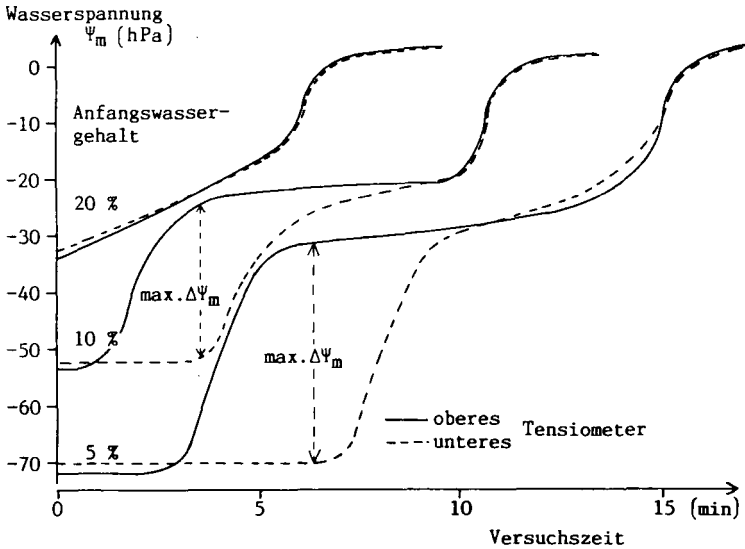


Abb. 2: Zeitliche Änderung der Wasserspannung an zwei Punkten einer Sandsäule für drei Varianten mit unterschiedlichem Anfangswassergehalt

unten durchwandert, war umso steiler, je trockener die Probe zu Beginn war und je größer die Wasserzufuhr rate war. Für diese maximale Differenz ($\max. \Delta\Psi$) wurde der maximale hydraulische Gradient ($\max. \text{grad } \Psi_H$) errechnet.

$$\max. \text{grad } \Psi_H = \frac{\max. \Delta\Psi_m}{\Delta z} + 1$$

Δz ist der vertikale Abstand der Tensiometer zueinander.

In Abbildung 3 sind die so erhaltenen Maximalgradienten dargestellt. Der Schwankungsbereich um die Mittelwerte innerhalb der einzelnen Gruppen der Anfangswassergehalte ist durch die Standardabweichung angegeben.

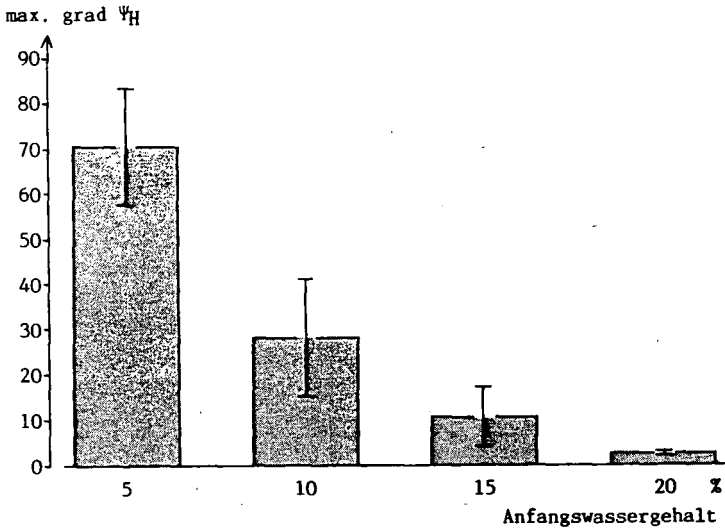


Abb. 3: Mittelwerte der maximalen hydraulischen Gradienten mit Standardabweichung in Abhängigkeit vom Anfangswassergehalt

Tonausträge

Der kumulative Verlauf der Tonausträge in Abhängigkeit von der zugeführten Wassermenge ist in Abbildung 4 für drei Wassergehaltsvarianten dargestellt. Die gestrichelte Linie (A) kennzeichnet in etwa den Punkt an den Kurven, bis zu dem die Wassermenge ausgespült ist, die vor Versuchsbeginn in der Säule war. Es ist zu erkennen, daß der Perkolataustritt umso früher begann, je feuchter die Probe anfangs war. Mit der Wassermenge, die vor Beginn der Versuche in der Probe war, wurde jedoch keine nennenswerte Tonauswaschung erreicht. Das bedeutet, daß in diesem Wasseranteil kaum Ton suspendiert war.

Für weitere Betrachtungen wurde von jeder der Kurven der Ausstragswert abgegriffen, der bei der Applikation von 400 cm³ auftrat. Dies ist in Abbildung 4 durch die gestrichelte Linie (B) gekennzeichnet.

Der Einfluß des maximalen hydraulischen Gradienten auf den Tonaustrag ist in Abbildung 5 dargestellt. Der angegebene Korrelationskoeffizient ist hochsignifikant. Nähere Betrachtungen der Werteverteilung zeigt, daß der Zusammenhang bei den Anfangswassergehalten von 10 und 15 % am engsten ist. Die beiden anderen (5 und 20 %) zeigen die Abhängigkeit vom Gradienten

undeutlich oder nicht.

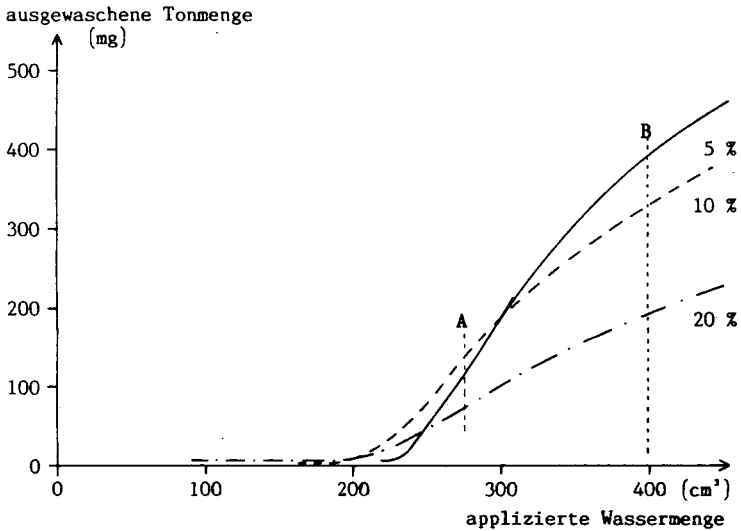


Abb. 4: Verlauf des Tonaustrags in Abhängigkeit von der applizierten Wassermenge für drei Varianten mit unterschiedlichem Anfangswassergehalt

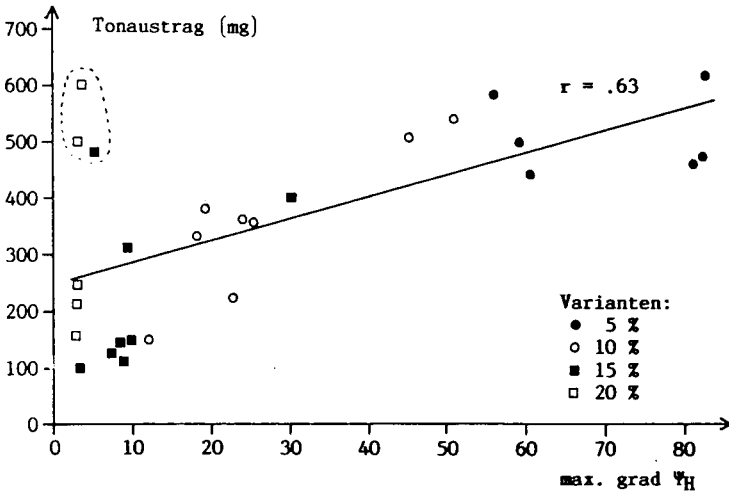


Abb. 5: Tonaustrag in Abhängigkeit vom maximalen hydraulischen Gradienten nach Applikation von 400 cm³ Wasser

Diskussion

Die Gesamtmenge des Perkolates bei gleicher Wasserzufuhr ist vom Anfangswassergehalt der Probe abhängig. Je weniger Wasser die Probe vor Versuchsbeginn enthielt, desto geringer war das Perkolat. Aus diesem Grunde ist es aufschlußreich, die ausge- tragene Tonmenge auf die perkolierte Wassermenge zu beziehen und dann erst mit dem Gradienten zu vergleichen. Das Ergebnis dieser Rechnung zeigt Abbildung 6.

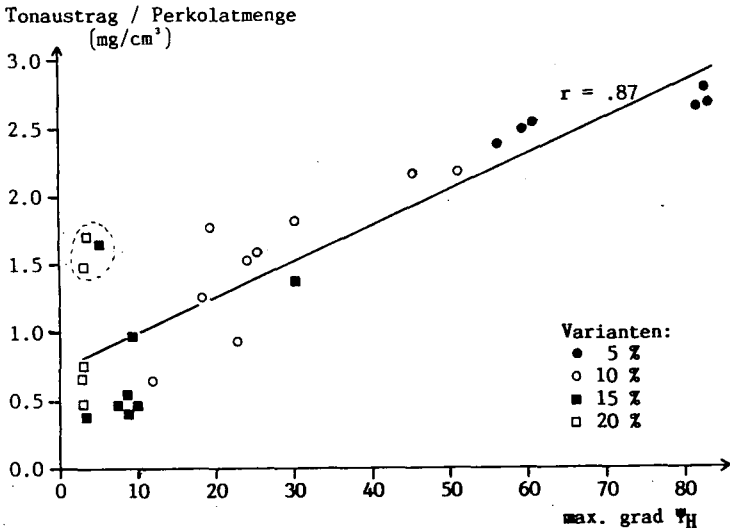


Abb. 6: Verhältnis von Tonaustrag zu Perkolatmenge in Abhängig- keit vom maximalen hydraulischen Gradienten nach Applikation von 400 cm³ Wasser

Der Zusammenhang mit dem Gradienten ist jetzt enger geworden und auch im Bereiche geringer Anfangswassergehalte deutlich. Die drei in Abbildung 5 durch die gestrichelte Linie markierten Werte sind auch in der Abbildung 6 gekennzeichnet. Ihre Abweichung von der Regression ist durch den Bezug geringer geworden. Es ist nicht zu erkennen, ob hier noch ein weiterer Mechanismus wirksam ist, oder ob es sich um einen versuchsbedingten Fehler handelt.

Diese Ergebnisse erklären weitgehend, warum bei einheitlichem Substrat regional eng benachbart verschieden starke Tonver- lagerungen auftreten können: Wenn die hydraulische Situation auf einem Flächenanteil häufiger höhere Wassergehalte im Bodenprofil auftreten läßt, dann ist die Wahrscheinlichkeit geringer, daß durch Niederschlagsereignisse hohe hydraulische Gradienten auf- treten, als in benachbarten trockeneren Positionen.

Die Ursache für die unterschiedliche Ausgangsfeuchte muß aller-

dings in der Art des tieferen Untergrundes liegen oder in der topographischen Lage, jedoch nicht in der Art der Lagerung des betreffenden Substrates selbst.

Zusammenfassung

Zur Klärung der Frage, welche Parameter die Umlagerung von Ton bewirken, wurden im Labor Sandsäulenversuche mit kontinuierlicher Wasserzufuhr durchgeführt. Unterschiedliche hydraulische Gradienten wurden durch unterschiedliche Anfangswassergehalte erreicht. Es zeigte sich, daß die Umlagerung weitaus überwiegend von dem Gradienten beeinflußt wird. Die Menge an Perkolat, die die Probe durchfließt, wirkt sich in geringem Maß auf den Austrag aus.

Dieses Ergebnis trägt zur Erklärung der engräumigen Vergesellschaftung von Parabraunerden und Pseudogleyen auf einheitlichem geologischen Ausgangsmaterial bei.

Literatur

- Becher, H.H. und K.H. Hartge (1976):
Feststofftransport im wasserungesättigten Boden
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 23, 161-172
- Hartge, K.H. und H.H. Becher (1973):
Bemerkungen zu den Transportmechanismen für suspendierte
Stoffe im Boden
Mitteign. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 23, 153-160
- Rose, H.E. (1959):
Eine Studie über das Problem der Korngrößenmessung
Chemie-Ing.-Technik 31, 183-191



Protected micropockets at the root/soil interface --
a hypothesis for an iron mobilization mechanism by
plant roots

Mozafar, A. and J.J. Oertli⁺

ABSTRACT

The mechanism whereby plants growing in well-aerated soil with a neutral to basic pH obtain adequate amounts of iron is, in spite of several experimentally observed iron stress responses, not fully clear. We have evaluated the currently held models of iron mobilization, and have discussed whether they could, as they presently stand, explain a very old observation, namely the contact phenomenon, according to which proximity (physical contact) of plant roots to iron-containing solid particles enhances the uptake of iron by plant roots. It seems that in aerated well-buffered soils, the iron mobilization processes such as H⁺ efflux, reduction of iron, or chelation by organic ligands (excreted by microorganisms or the plants themselves) could be effective to a significant extent only if these processes take place in domains isolated to some extent from the chemical and biological reactions taking place in the soil milieu.

With the aid of two-phase experiments, we have observed that maize plants with roots in contact with quartz sand containing traces of Fe impurities grow better, have higher concentration of Fe and chlorophyll a and b, but lower concentration of K, Ca, Mg, and P in their leaves than plants with roots in similar ("equilibrium") nutrient solution but not in contact with quartz sand. We postulate that protected micropockets, formed at the root and solid interfaces shelter a chemical environment which affects uptake of several nutrients by plants.

INTRODUCTION

Of the various plant nutrients, Fe which makes up about 5% of the lithosphere (Stevenson 1986) is by far the most abundant micronutrient in the earth's crust. Still, iron deficiency is by far the most prevalent of all micronutrient deficiencies throughout the world and typically occurs with some (but not all) plants growing on calcareous soils (one-third of the world's land), a condition known as lime-induced chlorosis (Brown 1961), and in water-logged soils-- bad-weather chlorosis.

The main reason for the low availability of Fe to plants in spite of its abundance in the soil is the extremely low solubility of Fe at those pH values where the majority of plants normally grow. By considering the respective solubility product constant (K_{sp}) for Fe(OH)₃ and Fe(OH)₂ as 10⁻³⁹ and 1.8 X 10⁻¹⁵, the number of Fe(III) and Fe(II) ions per cm⁻³ solution at various pH values and in equilibrium with atmospheric O₂ can be calculated.

For example calculations show that at pH 7 several hundred and at pH 8 less than 10 ions of Fe(III) and Fe(II) in a dissolved state in each ml of (soil) solution could be expected. This is an exceptionally low number for a nutrient for which, in young maize plants, e.g., there may exist a need for 16 X 10¹² Fe ion per each second of its growth (Mozafar and Oertli 1986).

* Institute of Plant Sciences, Swiss Federal Institute of Technology (ETH), 8092 Zurich, Switzerland.

How then do the majority of healthy (i.e., not chlorotic or Fe-stressed) plants growing in soils with a pH higher than 7 obtain enough iron for their growth? Briefly, the mechanisms (or strategies) proposed by diverse workers which interfere with or enhance iron mobilization in plant rhizosphere roots could be summarized as follows (see the following and the references therein: Romheld and Marschner 1986; Mengel et al. 1984; Coulombe et al. 1984; Sijmons and Bienfait 1986).

Interference with iron mobilization and uptake

- a) High concentration of HCO_3^- in the soil solution.
- b) High soil pH.
- c) Water-logged conditions
- d) Low soil temperature

Enhancement of iron mobilization and uptake

- a) Acidification of the rhizosphere by the roots and thus increase in the solubility of Fe
- b) Exudation of reducing and/or chelating substances by the roots and/or by rhizosphere microorganisms
- c) Reduction of FeIII to FeII at the root membrane

By considering the strongly buffered environment of soil, the presence of enough O_2 in soil solution in well-aerated soils, and the presence of a myriad of microorganisms in the rhizosphere which could decompose the root exudates, it is believed that in order for the acidification, chelation and/or reduction process to function to an extent to supply the plant with a sufficient amount of dissolved iron at the root membrane, they must proceed within some kind of niche at the root surface which is more or less isolated from the destructive (buffering, oxidizing, and decomposing) environment of the bulk soil. This belief is based on an old observation (demonstrated by the so-called two-phase experiment) by Eaton, Chapman, Liebig, and Jenny in the 1930's; Stromme, Oertli, and Jacobson in the 1950's (see Mozafar and Oertli 1986 for references) that roots of both dicots and monocots plants if in close contact with an iron-containing substrate can absorb enough iron and stay green but if the iron-containing substrate is placed in the rooting medium but separated from the roots by circulating nutrient solution then the plant turns chlorotic. This report is part of a study aimed at the better understanding of this "contact effect."

MATERIALS AND METHODS

A modified two-phase experiment was conducted in 30-L hard-plastic containers. Ten-day-old seedlings of maize (*Zea mays* L.) cultivar Mutin were grown for two weeks with roots suspended a) in containers filled only with 30 L of nutrient solution, b) in containers with 20 L of solution and 10 L of quartz sand (2-3 mm diameter) in the bottom whereby the roots could not establish contact with the sand, and c) in containers filled with quartz sand (containing 0.05% Fe_2O_3) and nutrient solution so that the roots could establish contact with the sand. All containers were vigorously aerated during the course of the experiment. The nutrient solution used was full-strength Hoagland I without Fe. The average day/night temperature in the greenhouse was 25/15°C and the photoperiod was 16 h. Plant samples were dried at 105°C for 48 h, dry-ashed at 475°C for 3 h, and analysed using an inductively coupled plasma emission spectrophotometer (ICP).

RESULTS

It was observed that leaves of maize with roots in close contact with the Fe-containing substrate (quartz sand) grew more vigorously, contained higher concentrations of Fe, chlorophyll a and b, but had lower concentration of several other elements as compared to the plants whose roots were separated from the sand by the nutrient solution or as compared to the plants growing in the nutrient solution alone (Table 1).

Table 1. Effect of contact between roots and quartz sand on the growth (dry wt., g/plant), nutrient concentration (mmol/kg), and chl. a and b ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$ leaf) of maize.

	Nutrient rooting medium		
	Without sand	With sand; roots not in contact with sand	With sand; roots in contact with sand
dry wt.	0.3a	0.3a	1.5b
Fe	0.6a	0.4a	1.8b
Mg	191a	175a	122a
Ca	323a	246a	126b
P	553a	511a	113b
K	1785a	1821a	1311b
Chl. a	1.9a	1.8a	14.8b
Chl. b	1.3a	1.4a	6.5b

* In each line, values followed by different letters are statistically significant at the 0.05 level.

Concept of the protected micropocket

In the two-phase experiments in which the effect of the rate of solution percolation through the Fe-containing solid substrate has been studied, plants in the no-iron containers were equally green irrespective of the rate of solution percolation (Glauser and Jenny 1960) or less chlorotic at lower rates of percolation (Chapman 1939). In Glauser and Jenny's (1960) words, "The change from insoluble to usable iron must occur in close proximity of the root surface, in fact so close that flowing water or percolating solution does not interfere with the availability mechanism." This indicates that the events inside the contact sites are to some degree protected (isolated) from the surrounding solution so that the mobilized iron cannot leak out of the contact areas, be carried away, and be of use for plants growing in the percolating solution. This is in fact the main feature of the two-phase experiment (see Mozafar and Oertli 1986).

We have observed that maize roots growing in quartz sand often attach themselves very tightly to the sand grains. Closer investigation has revealed that the roots produce an intense network of hairs just where they come in contact with the sand. It is proposed that such an intense network of root hairs and their firm attachment to the sand are the means by which plants gain access to the iron present in solid substrates (Mozafar and Oertli, 1986). The question is: How can a mere contact between the root cells and the iron-containing solids mobilize iron?

We believe that mucigel secreted by the root (-hairs) can seal off the contact sites, and thus in effect maintains micropockets consisting primarily of cell wall pores and the space between root and solid substrate in a

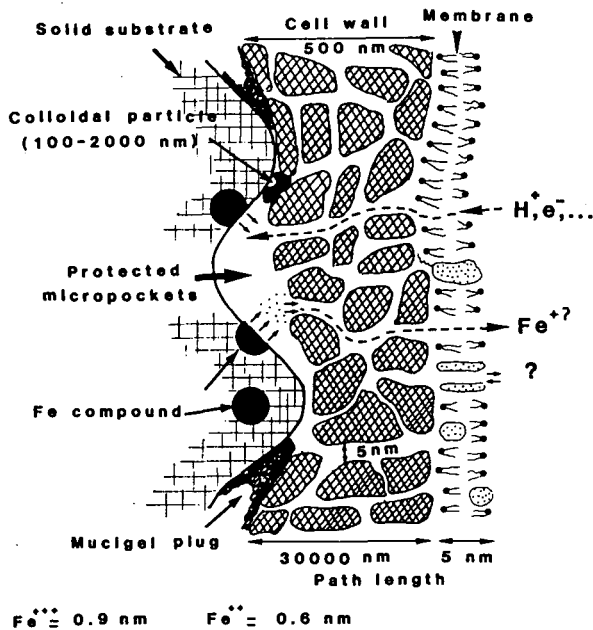


FIG. 1. Schematic presentation of protected micropockets produced at the contact zone between the root and solid particles. Mucigel plugs are believed to seal off the contact zone, and thus help to maintain a suitable environment for the mobilization of nutrients present in the solid particles. Path length of 30000 nm is the reported O_2 diffusion path in the cell wall (Armstrong et al., 1983). Fe^{3+} and Fe^{2+} ions with effective hydrated diameters of 0.9 and 0.6 nm, respectively (Davis, 1980), can gain access to the cell wall pores with diameter ≤ 5 nm (Carpita et al., 1979), while colloidal (iron) particles will be excluded. e^- = reductants. The drawing is not to scale. (From Mozafar & Oertli 1986)

completely different environment from the bulk of the soil (Fig. 1). This is in contrast to the role of mucigel postulated by Jenny (1966), who maintained that in infertile soils, the rate of nutrient uptake is limited by the unstirred boundary layer present in the mucigel layer and cell wall region.

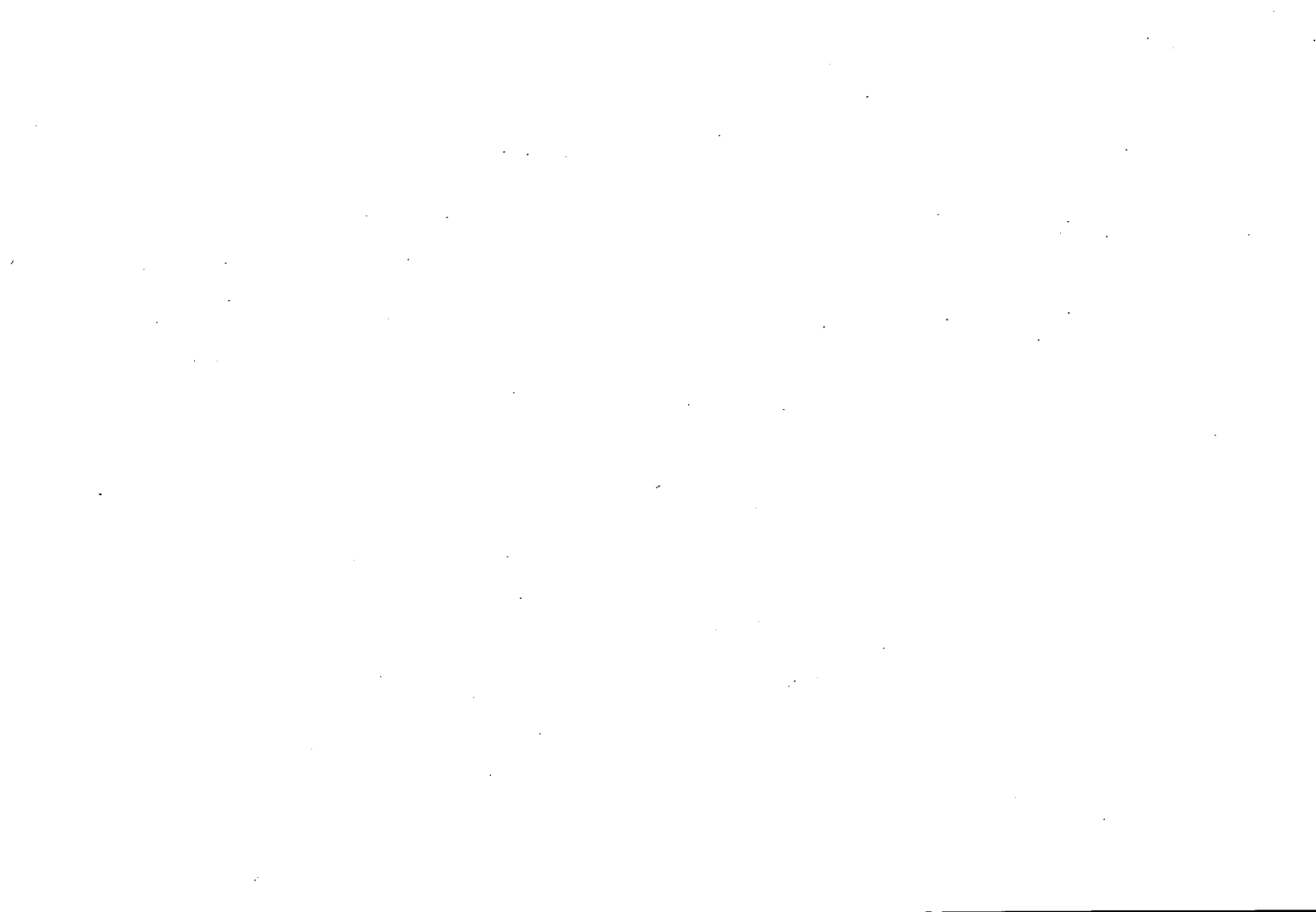
Within the protected micropockets, the insoluble and colloidal iron particles which cannot penetrate the cell wall pores could be dissolved by any of the processes such as lowered pH and/or higher concentration of reducing and chelating substances. Only within such protected micropockets could the concentration of dissolved iron (Fe^{III} and Fe^{II}) rise to sufficiently high values and thereby establish a steep enough diffusion gradient of iron in the direction of the membrane uptake sites. If the protected micropockets model, as presented above, proves to be correct, then the contact effect phenomenon must not necessarily be restricted to better mobilization of iron, but may effect some other nutrients as well. Whether the lower concentration of K, Ca, Mg, and P in plants with roots in contact with sand is brought about by the factors mentioned or is due to some other mechanism, e.g., hindered movement of ions toward the uptake sites of roots which are in contact with sand, is not clear at this time.

CONCLUSIONS

Of the various terms used for contact effect (contact feeding [Chapman 1939], contact phenomenon [Glauser and Jenny 1960], contact chelation [Wallace 1962], contact reduction [Uren 1984]), the concept of protected micropockets agrees best with the fundamental feature of contact effect: namely, the nontransmittibility (or lack of leakage) of mobilized nutrients (contact products) to the bulk solutions passing through the solid substrate. It is proposed that only inside such protected pockets could one or more of the mechanisms for nutrient mobilization possibly proceed undisturbed at a sufficient rate to be of practical significance under natural soil conditions.

REFERENCES

- Barber, S.A. 1984. Soil Nutrient Bioavailability. John Wiley & Sons, New York.
- Brown, J.C. 1961. Iron chlorosis in plants. *Adv. in Agron.* 13:239-269.
- Chapman, H.D. 1939. Absorption of iron from finely ground magnetite by citrus seedlings. *Soil Sci.* 48:309-315.
- Coulombe, B.A., R.L. Chaney, and W.J. Wiebold. 1984. Bicarbonate directly induces iron-chlorosis in susceptible soybean cultivars. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:1297-1301.
- Glauser, R. and H. Jenny. 1960. Two-phase studies on availability of iron in calcareous soils. I. Experiments with alfalfa plants. *Agrochimica* 4:263-278.
- Jenny, H. 1966. Pathways of ions from soil into root according to diffusion models. *Plant Soil* 25:265-289.
- Mengel, K., W. Bubl, and H.W. Scherer. 1984. Iron distribution in vine leaves with HCO_3^- induced chlorosis. *J. Plant Nutr.* 7:715-724.
- Mozafar, A. and J.J. Oertli. 1986. A critical evaluation of iron mobilization mechanisms with special reference to the contact effect phenomenon. *J. Plant Nutr.* 9:759-780.
- Romheld, V. and H. Marschner. 1986. Mobilization of iron in the rhizosphere of different plant species. Pp. 155-204 *In* B. Tinker and A. Laeuchli (eds.) *Advances in Plant Nutrition*. Vol. 2. Praeger Publishers, New York.
- Sijmons, P.C. and H.F. Bienfait. 1986. Development of Fe^{3+} reduction activity and H^+ extrusion during growth of iron-deficient bean plants in a rhizostat. *Biochem. Physiol. Pflanzen* 181:283-299.
- Stevenson, F.J. 1986. *Cycles of Soil*. John Wiley & Sons, New York. P. 326.
- Uren, N.C. 1984. Forms, reactions and availability of iron in soils. *J. Plant Nutr.* 7:165-176.
- Wallace, A. 1962. Metal chelation and mechanisms of metal function in biological systems. Pp. 3-36 *In* A. Wallace (ed.) *Decade of Synthetic Chelating Agents in Inorganic Plant Nutrition*. Edwards Brothers, Inc., Ann Arbor, Michigan.



Modellierung des Stofftransportes in Bodenaggregaten

von

Nietfeld, H. und Beese, F.*

1. Einleitung

Aggregierte Böden sind durch ein System von Makroporen gegliedert, dessen Existenz einen nachhaltigen Einfluß auf die Wasserbewegung und damit auf das Stofftransportverhalten hat. Das Wasser im Interaggregatraum ist durch eine hohe Mobilität gekennzeichnet, während die Fließgeschwindigkeiten innerhalb der Feinporen, d.h. im Intraaggregatraum vernachlässigbar klein sind. Der vertikale Transport von im Wasser gelösten Stoffen erfolgt daher in erster Linie über die Makroporen (Thomas und Philips, 1979; Bouma, 1981) durch Konvektion und Dispersion, während die Verteilung innerhalb der Aggregate ein diffusionskontrollierter Vorgang ist (Addiscott et al., 1978). Der Lösungstransfer zwischen mobiler und immobilisierter Wasserfraktion ist u.a. durch eine zeitweise Endlichkeit der Substanzen an den Aggregatoberflächen gekennzeichnet. Das folgende mathematische Modell trägt diesen Gegebenheiten Rechnung und ist vor dem Hintergrund mikrobieller Stoffumsetzungen in Bodenaggregaten zu sehen.

2. Modell

Die Massenbilanzgleichung unter Berücksichtigung des Diffusionsflusses lautet für sphärische Grundgebiete

$$(1) \quad \frac{\partial C}{\partial t} = D \left(\frac{\partial^2 C_i}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial C_i}{\partial r} \right) ; 0 < r < R$$

Dabei ist

$$(2) \quad D = D_i \cdot \Theta \cdot f_i \frac{dC_i}{dC}$$

der Diffusionskoeffizient in Böden (vgl. Nye und Tinker, 1979) und

D_i der Diffusionskoeffizient in freier Lösung (cm^2/s),

Θ der volumetrische Wassergehalt; ΘC_i ist die Lösungsmenge bezogen auf ein Einheitsvolumen Boden,

f_i der Tortuositätsfaktor,

C_i bzw. C die Konzentrationen bezogen auf die Bodenlösung ($\mu\text{g}/\text{ml}$) bzw. auf den Gesamtboden ($\mu\text{g}/\text{cm}^3$),

* Inst. f. Bodenkunde und Waldernährung, Büsgenweg 2, D-3400 Göttingen

$\frac{dC}{dC_1}$ der Pufferungsfaktor,

r der radiale Abstand vom Kugelmittelpunkt (cm),

R der Kugelradius (cm) und

t die Zeit (s).

Die gesamte Stoffmasse pro Einheitsvolumen setzt sich zusammen aus der Konzentration in der Bodenlösung und der in der Festphase. Es ist

$$(3) \quad C = \Theta C_1 + \rho S,$$

wobei

S der Betrag an adsorbierter Substanz pro Gewichtseinheit Bodensubstanz ($\mu\text{g/g}$) und

ρ die Bodendichte ist. Daraus ergibt sich unmittelbar, daß sich für nicht-sorbierbare Substanzen der Diffusionskoeffizient als $D = D_1 f_1$ schreiben läßt.

Bei der unspezifischen Sorption handelt es sich im chemischen Sinne um eine reversible, heterogene Oberflächenreaktion (Rubin, 1983), bei der in der Regel stets lokales Gleichgewicht angenommen werden kann (Bolt, 1979). Die bekanntesten Gleichgewichtsisothermen sind die Freundlich- und Langmuir-Isotherme, in denen die Konzentrationen der Festphase eine Funktion der Konzentration in der Bodenlösung darstellen und konkurrierende Substanzen unberücksichtigt bleiben.

$$(4a) \quad \text{Freundlich - Gleichung: } S = k \cdot C_1^N; \quad k \in \mathbb{R}, 0 < N \leq 1 \quad (\text{Van Genuchten u. Wierenga, 1974})$$

$$(4b) \quad \text{Langmuir - Gleichung: } S = k \cdot \frac{C_1}{Q + C_1}; \quad k, Q \in \mathbb{R} \quad (\text{Murali und Aylmore, 1981})$$

In beiden Fällen wird der Diffusionstransport durch einen konzentrationsabhängigen "Pufferungs-Faktor" beeinflusst:

$$(5) \quad \frac{dC}{dt} = \left(\frac{dC}{dC_1} \right) \frac{dC_1}{dt},$$

wobei

$$(6a) \quad \frac{dC}{dC_1} = \Theta + \rho k \cdot N C_1^{N-1}$$

im Falle der Freundlich-Gleichung und

$$(6b) \quad \frac{dC}{dC_1} = \Theta + \rho \cdot \frac{k \cdot Q}{(Q + C_1)^2}$$

im Falle der Langmuir-Isotherme sind.

Die zeitliche Entwicklung der Gesamtmasse des Systems ist gegeben durch

$$(7) \quad \begin{aligned} M_T &= F_{\text{vol}} \cdot C_A + K_{\text{vol}} \cdot C_{\text{in}} \quad ; t = 0 \\ &= F_{\text{vol}} \cdot \hat{C}(t) + K_{\text{vol}} \cdot \bar{C}(t) \quad ; t > 0, \end{aligned}$$

wobei

$$(8) \quad \bar{C}(t) := \frac{3}{R^3} \int_0^R C(r, t) r^2 dr$$

die Menge der abdiffundierten Substanz pro Aggregateinheitsvolumen ist,

F_{vol} bzw. K_{vol} das Volumen des umgebenen Substratmantels bzw. das Kugelvolumen,

C_A die Konzentration ($\mu\text{g}/\text{cm}^3$) der applizierten Substanz und

C_{in} die Aggregat-Anfangskonzentration ($\mu\text{g}/\text{cm}^3$).

Dabei wird angenommen, daß die Substanz im umgebenen Mantel immer gleichverteilt ist und die Konzentrationsänderungen nur zeitabhängig sind.

Der stationäre Zustand ist dadurch gekennzeichnet, daß sich in der mobilen Phase außerhalb wie innerhalb des Aggregates dieselbe Konzentration befindet, d.h. es existiert ein Konzentrationswert C_i^∞ mit

$$(9) \quad M_T = F_{\text{vol}} \cdot C_i^\infty + K_{\text{vol}} (\Theta C_i^\infty + \varrho \cdot S^\infty).$$

Die Randbedingungen von (1) sind durch

$$(10a) \quad C_l(R, t) = \hat{C}(t) \quad \text{auf der Kugeloberfläche und}$$

$$(10b) \quad \frac{dC_l}{dr} = 0 \quad \text{im Kugelmittelpunkt}$$

festgelegt. Mit diesen Randbedingungen und der Anfangsbedingung

$$(11) \quad C_i(r, t) = C_{\text{in}} \quad ; r \in [0, R] \quad ; t = 0$$

ist das Modell vollständig beschrieben. Es wird nach dem Crank-Nicolson-Schema diskretisiert (z.B. Richtmyer und Morton, 1967). Das erhaltene nicht-lineare Gleichungssystem mit tridiagonaler Koeffizienten-Matrix wird mit Hilfe des Newton-Raphson-Iterationsverfahrens gelöst. Dabei ist zu bedenken, daß die durch (10a) festgesetzte Außenkonzentration konsistent ist mit der Menge der abdiffundierten Substanz, die sich unter dieser Außenkonzentration einstellt; ansonsten ist das Verfahren zu wiederholen. Das Integral in (8) wird numerisch nach der Simpson-Quadraturformel berechnet.

3. Ergebnisse

(a) Nicht-sorbierbare Substanzen

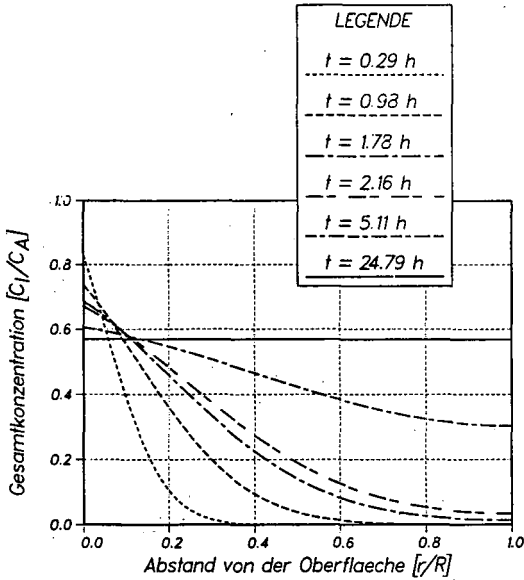


Abb. 1a: Radiale Konzentrationsverteilung

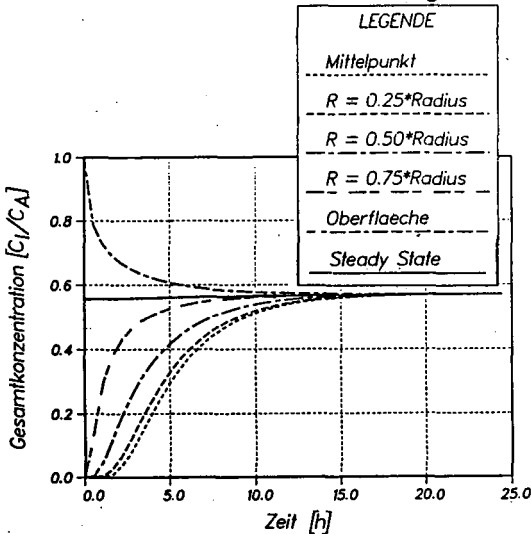


Abb. 1b: Zeitlicher Konzentrationsverlauf

Abb. 1: Konzentrationsverteilung in einem Bodenaggregat von 0,75 cm Radius ($D_i = 0,675 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$; $\Theta = 0,25$; $f_i = 0,14$; $C_A = 1000 \text{ } \mu\text{g}/\text{cm}^3$; $F_{\text{vol}} = 0,585 \text{ cm}^3$)

Im Falle nicht-sorbierbarer Substanzen reduziert sich Gleichung (1) auf einen einfachen Diffusionsprozeß.

Abbildung 1 zeigt die Konzentrationswerte bei der Applikation von Glucose. Der Diffusionskoeffizient von Glucose in freier Lösung läßt sich mit $D_1 = 6,73 \cdot 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ (Weast, 1964) angeben. Beese (1986) konnte die bekannte funktionale Abhängigkeit des Tortuositätsfaktors vom Wassergehalt für Waldböden bestätigen und gibt für eine Braunerde die lineare Beziehung $f_i = 1,12 \cdot \Theta - 0,14$; $\Theta \geq 0,18$ an, welche z.B. bei einem angenommenen Wassergehalt von 0,25 einen Tortuositätsfaktor von 0,14 ergibt.

Bild 1a zeigt die radiale Konzentrationsverteilung in einem Aggregat von 0,75 cm Radius zu bestimmten Zeitpunkten, während Bild 1b den zeitlichen Konzentrationsverlauf an den aufgeführten Punkten (s. Legende) darstellt. Der stationäre Zustand (Abb. 1b) ergibt sich aufgrund von Beziehung (9) (ohne Adsorption).

R	$\Theta = 0.2$	$\Theta = 0.3$
0.25	3.85	2.32
0.50	15.35	9.26
0.75	34.56	20.85
1.00	61.65	37.10

Tabelle 1: t^∞ -Werte bei unterschiedlichen Aggregatgrößen und Wassergehalten

(b) Sorbierbare Substanzen

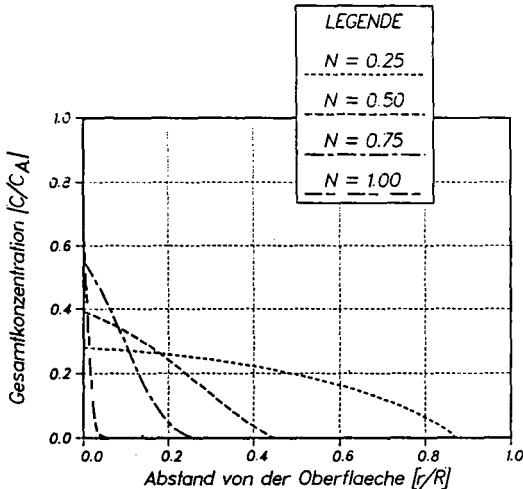


Abb. 2: Konzentrationsverlauf einer sorbierbaren Substanz (Freundlich-Isotherme) bei verschiedenen Exponenten ($k = 20.0$)

Die Tabelle 1 gibt die Zeiträume bis zum Erreichen des stationären Zustandes (t^∞ -Werte) bei verschiedenen Aggregatgrößen und unterschiedlichen Wassergehalten an.

Die Nichtlinearität der Adsorptionsbeziehungen hat einen nachhaltigen Einfluß auf die zeitliche Entwicklung des radialen Konzentrationsprofils. Der konzentrationsabhängige "Pufferungs-Faktor" im Falle der Freundlich-Isotherme (s. Gleichung (10a)) nimmt – insbesondere bei niedrigen Exponenten – bei geringen Konzentrationswerten sehr kleine Werte an, welches sich im radialen Konzentrationsverlauf durch das Ausbilden einer Konzentrationsfront zeigt. Bild 2 macht den Einfluß der Freundlich-Isotherme bei verschiedenen Exponenten deutlich.

4. Zusammenfassung

Die quantitativen Beispiele konnten zeigen, daß unterschiedliche Muster der Konzentrationsprofile in Bodenaggregaten bei sorbierbaren Substanzen und Substanzen, die nicht mit der Bodenmatrix in Interaktion treten, auftreten. Dieses ist insbesondere für Bodenmikroorganismen von Bedeutung, da ihre metabolische Aktivität und ihre Wachstumentwicklung im besonderen Maße von der räumlichen und zeitlichen Verteilung energiereicher Verbindungen und mineralischer Nährstoffe abhängt. Die Ergebnisse der Modellrechnungen geben einen ersten Hinweis darauf, daß die mikrobiellen Stoffumsetzungen im wesentlichen – begünstigt durch die annähernde Kugelgeometrie der Aggregate – in den äußeren Randpartien der Aggregate ablaufen. Diese Aussage muß durch weitere Modelle und Experimente untermauert werden.

5. Literaturverzeichnis

- ADDISCOTT, T.N., D.A. ROSE, J. BOLTON, 1978: Chlorid leaching in the Rothamsted Drain Gauges: Influence of rainfall pattern and soil structure. *Journal of Soil Science* 29, 305-314
- BEESE, F., 1986: Habilitationsschrift Forstl. Fak. der Universität Göttingen
- BOLT, H.G. (ED.), 1979: Soil Chemistry, B, Physico-Chemical Models. Amsterdam: Elsevier. (*Developments in Soil Science*, Vol. 5B), 479 pp.
- BOUMA, 1981: Soil morphology and preferential flow along macropores. *Agric. Water Manage.* 3, 235-250
- MURALI, V. AND L.A.G. AYLMOORE, 1981: Modeling adsorption in solute flow simulations: Diffuse double layer versus gas-solid interaction approaches. *Soil Sci.* 131, 76-81
- NYE, P.H. AND P.B. TINKER, 1977: Solute movement in the soil-root system. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 343 pp
- RICHTMYER, R.D. AND K.W. MORTON, 1967: Difference Methods for Initial-Value Problems. Wiley-Interscience, New York
- RUBIN, J., 1983: Transport of reacting solutes in porous media: relation between mathematical nature of problem formulation and chemical nature of reactions. *Water Resour. Res.* 19, 1231-1252
- THOMAS, G.W. AND R.E. PHILIPS, 1979: Consequences for water movement in macropores. *J. Environ. Qual.* 8, 149-152
- VAN GENUCHTEN, M.T. AND P.J. WIERENGA, 1974: Simulation of one-dimensional solute transfer in porous media. *Agric. Exp. Stat.* New Mexico State Univ., Bull. 628, 40 pp
- WEAST, R.C. (ed.), 1964: Handbook of Chemistry and Physics. The Chemical Rubber Co., Cleveland, Ohio

Multiple Substratgradienten in der Rhizosphäre

von

Oertli, J.J. und A. Mozafar¹

Vor ungefähr einem halben Jahrhundert postuliert Jenny und Overstreet (1938) zum ersten Mal die Kontaktaustauschtheorie. Die Vorstellung dabei war, dass an Wurzeln und Tonmineralien adsorbierte Ionen bestimmte Oszillationsvolumina besitzen. Wenn sich die beiden Volumina überschneiden, kann es zu einem Austausch zwischen beiden Ionen kommen, also z.B. zwischen Kalium am Ton und einem Proton an der Wurzel, ohne dass die Ionen die Bodenlösung zu passieren hätten. Die Theorie hat sich als äusserst stimulierend erwiesen für das Studium von Boden-Pflanzen Beziehungen, und wir sind überzeugt, dass die heutige intensive Erforschung der Rhizosphäre zum Teil aus den Diskussionen um die Kontakttheorie herausgewachsen ist.

Um das Ausmass und die Bedeutung eines Kontaktaustausches zu untersuchen wurden Zweiphasenexperimente durchgeführt: Eine Ionenart ist über eine geeignete Membran im thermodynamischen Gleichgewicht zwischen einer reinen Lösung und einem Kolloidsystem. Die chemischen Aktivitäten des Nährstoffs sind dann in beiden Phasen gleich. Wenn nun eine verstärkte Ionenaufnahme aus der kolloidalen Phase beobachtet werden konnte, so wurde dies auf einen Kontaktaustausch zurückgeführt. Eine Versuchsart bestand darin, die Nährstoffaufnahme aus Tonsuspensionen und deren Gleichgewichtsdialysat zu bestimmen. Die Ergebnisse zeigten klar eine höhere Ionenaufnahme aus der kolloidalen Phase (Scheuring und Overstreet, 1961, Lagerwerff, 1965). In einer zweiten Versuchsmethode wurde eine Nährlösung durch das Bodenmedium zirkuliert und Pflanzen sowohl in der reinen Lösung wie auch im Boden gezogen. Hier zeigte sich immer wieder, dass die kontinuierlich extrahierte Bodenlösung die Pflanze nur ungenügend mit Eisen versorgen konnte, während die im Boden wurzelnden Pflanzen keine Mängel aufwiesen.

In dieser Arbeit befassten wir uns mit der ersten Versuchsart, nämlich die Nährstoffaufnahme aus Tonsuspensionen und deren Gleichgewichtsdialysaten. Die unterschiedliche Aufnahme aus den zwei Phasen kann auch anders erklärt werden (Lagerwerff, 1960, Polle und Jenny, 1971): Durch die Ionenaufnahme wird die Konzentration in einer Grenzschicht um die Wurzel erniedrigt. Es entstehen also Konzentrationsgradienten. In der reinen Lösung erfolgt der Nachschub vom Gros der Lösung, im Kolloidalsystem sowohl vom Gros der Lösung wie auch über Ionenaustausch an Tonen, die sich in der Grenzschicht befinden. Die Suspension ist also in der Grenzschicht besser gepuffert gegen eine Konzentrationsabnahme. Damit ist aber im stationären Zustand die Konzentration an der Wurzeloberfläche in dieser Phase höher und die Annahme, dass die massgebenden chemischen Aktivitäten in beiden Phasen gleich sind, stimmt nicht mehr. Die Ursache für die verschiedenen Gradienten sind die unterschiedlichen Nährstoffkapazitäten der beiden Phasen.

Bei unseren Untersuchungen dieser Probleme stiessen wir auf Schwierigkeiten, die schliesslich zeigten, dass ein Nährstoff kaum je allein untersucht werden darf, sondern dass Gradienten verschiedener Substrate wichtig sind und einander beeinflussen. An dieser Stelle möchten wir über den Einfluss des Sauerstoffgradienten berichten.

Material und Methode.

Die Versuche wurden mit Scheibchen der Rande (rote Bete)(Beta vulgaris, L.) durchgeführt, welche an einem feinen Draht aufgehängt sich in verschiedenen Tiefen eines 2-liter Zylinders befanden (Abb.1). Der Durchmesser der Scheibchen betrug ca 1 cm und die Dicke 0.1 cm. Die Nährlösung, welche ^{22}Na -markiertes Natriumchlorid und 0.5 mM l^{-1} Calciumsulfat beim pH 6,5 enthielt, wurde durch einen Magnetrührer in Bewegung gehalten. Die Uebermittlung der Bewegung von unten

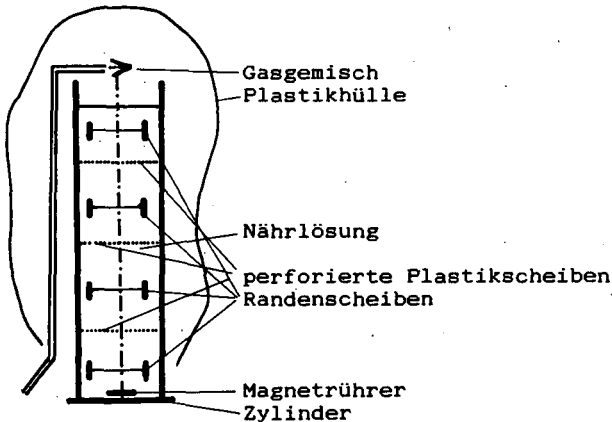


Abb. 1: Schema der Versuchsanordnung. Das Ausmass der Grenzschicht nimmt von unten nach oben zu.

nach oben wurde durch einen Anzahl perforierter Scheiben gebremst, sodass die Rotationsgeschwindigkeiten der Flüssigkeit von unten nach oben stark abnahmen. Die Geschwindigkeiten der Flüssigkeit waren in den Scheibenpositionen $0, 0.1, 1.0$ und 14.3 cm s^{-1} für Wassertiefen von 2, 10, 20 und 28 cm. Diese Anordnung erlaubte uns, den Einfluss verschiedener Grenzschichtdicken in ein und derselben Lösung zu untersuchen. Ebenso blieb die geometrische Anordnung während des Versuches unverändert, da im Gegensatz zu Wurzeln kein Wachstum stattfand. Die Untersuchungen betreffen also einen stationären Zustand. Damit werden aber Modellberechnungen einfacher, da ein 1-dimensionaler, linearer Transport in der Grenzschicht als eine vernünftige Annäherung verwendet werden kann. Im Gegensatz zu intakten Pflanzen die in einem Boden wachsen, genügt es hier, sich auf die Diffusion als Transportmechanismus in der Grenzschicht zu beschränken.

In den Versuchen, in welchen das Sauerstoffangebot variiert wurde, wurden die Lösungen zuerst mit einem Gasstrom von der gewünschten Zusammensetzung während einer halben Stunde vor Versuchsbeginn "durchlüftet". Während des eigentlichen Versuches wurde der Gasraum über der Flüssigkeitsoberfläche auf der gewünschten Zusammensetzung gehalten um kontinuierlich die richtige Sauerstoffversorgung zu garantieren.

Frisch präparierte Randenscheibchen wurden zuerst für 24 Stunden in einer Calciumsulfatlösung (1 Mol m^{-3}) vorbehandelt. Am Ende der mehrstündigen

Absorptionsperioden wurden die Randenscheibchen für 1 Minute in reinem Wasser gespült, anschliessend für 2 Minuten in einer 0.05 M Ca Lösung gewaschen, um austauschbare Ionen zu entfernen, dann nochmals für 1 Minute in reinem Wasser gespült. Die Radioaktivität der Scheibchen wurde mit einem Gammazähler gemessen und daraus eine "Bruttoaufnahme" berechnet.

Ergebnisse und Diskussion.

In einer ersten Versuchsserie wurde die Natriumaufnahme aus Lösungen von 10^{-8} bis 10^{-5} Mol cm^{-3} Na untersucht. Die Lösungsoberfläche war gewöhnlichen Luftbedingungen ausgesetzt. Die Ergebnisse (Abb.2) zeigen einen bedeutenden Rühreffekt, der mit zunehmenden Lösungskonzentrationen kleiner wird aber nicht verschwindet.

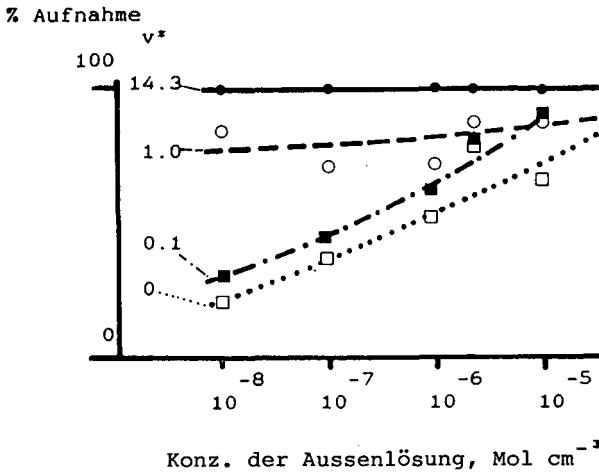


Abb.2: Einfluss der Grenzschicht (des Rührens) auf die Natriumaufnahme durch Randenscheiben. v^* bezeichnet die Fließgeschwindigkeit der Nährlösung in cm s^{-1} gegenüber den Randengeweben. Die Aufnahme rate bei $v=14,3 \text{ cm s}^{-1}$ ist gleich 100% gesetzt.

Diese experimentellen Ergebnisse wurden mit einem Rechnungsmodell verglichen, welches aus einem Diffusionsschritt durch die Rhizosphäre und der eigentlichen Nährstoffaufnahme bestand (Abb.3). Für die Nährstoffaufnahme wurde Michaelis-Menten Kinetik angenommen, wie sie oft experimentell gefunden wird. Dabei ist es belanglos, wie die MM Kinetik überhaupt interpretiert wird (Jenny, 1961, Winne, 1973, Dalton, 1984), es brauchen nur zwei Schritte in Serie mit Diffusions und MM-Kinetik akzeptiert zu werden. Der Nährstofftransport kann nun durch je eine Gleichung für die beiden Teilschritte beschrieben werden. Aus diesen beiden Gleichungen lässt sich die Konzentration C_e eliminieren und man erhält für die Aufnahme rate:

$$v = \frac{dv_{\max} + C_s D + KD}{2d} \pm \left[\left\{ \frac{dv_{\max} + C_s D + KD}{2d} \right\}^2 - \frac{DV_{\max} C_s}{d} \right]^{1/2}$$

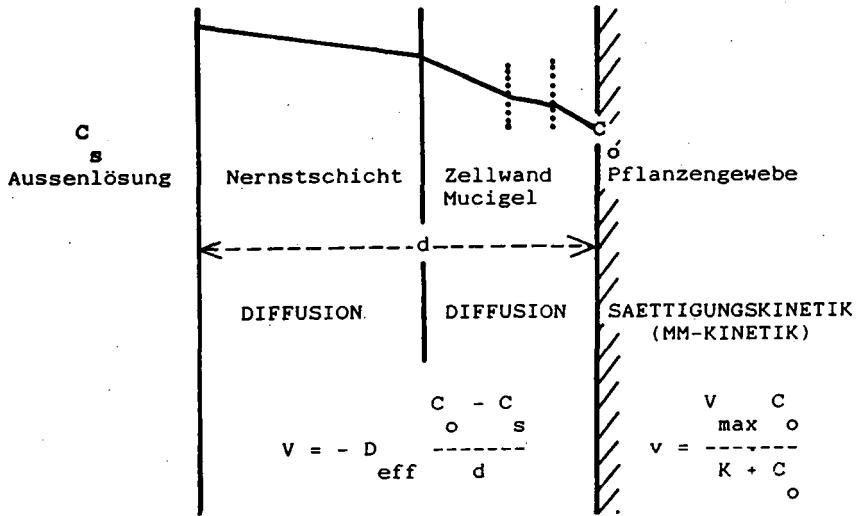


Abb.3: Das Transportschema durch die Grenzschicht und Aufnahme in die Pflanze. Die verschiedenen Diffusionsschritte in der Grenzschicht können in einen einzigen, linearen Term zusammengefasst werden mit D_{eff} als effektive "Diffusionskonstante".

Für die Berechnung verwendeten wir folgende Werte:

Die MM-Konstante K: Erstaunlicherweise fallen fast alle MM-Konstanten in den Bereich $(1+100) \times 10^{-8} \text{ Mol cm}^{-3}$. Bei der Bestimmung diese Konstanten wurde allerdings ein Grenzschicht Effekt nicht berücksichtigt. Für unsere Berechnung wollen wir annehmen, dass die Versuchslösungen sehr gut gerührt wurden und ein Grenzschichteffekt vernachlässigt werden kann.

V_{\max} : In biologischen Systemen werden dafür oft $(1+10) \times 10^{-10} \text{ Mol g}^{-1} \text{ s}^{-1}$ gefunden. Wenn wir diese Werte auf die Flächeneinheit umrechnen, durch welche die Aufnahme erfolgt, dann erhalten wir für die Randenscheibchen bei einer Dichte von ca 1 eine maximale Aufnahmerate von 10^{-10} bis $10^{-12} \text{ Mol cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$.

Die Dicke der Grenzschicht: Die Dicke d der Grenzschicht wurde nach einer Formel von Prandtl (Jost, 1952) geschätzt: $d = (\eta / \rho v)^{1/2}$, wo η die Viskosität, l die Kontaktlänge, ρ die Dichte und v die Geschwindigkeit bedeuten. Für Geschwindigkeiten von 0.1, 1.0, und 14.3 cm s^{-1} erhalten wir für die Dicken der Grenzschicht 0.28, 0.08, und 0.023 cm.

Die Diffusionskonstante: Für NaCl in einer freien Lösung ist D etwa 10^{-5} $\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$. In Zellwänden könnte die Konstante bis 10^2 Mal kleiner sein. Mit Hilfe dieser Angaben und der obigen Transportgleichung haben wir nun das Transportverhalten unter verschiedenen Bedingungen berechnet. Mit zunehmender Dicke der Grenzschicht nimmt die Transportrate ab, aber der Effekt verschwindet, wenn die Aussenlösungskonzentration 10^{-7} bis 10^{-6} Mol cm^{-3} überschreitet. Bei niedrigen V_{max} ist die Grenzschicht weniger wirksam.

Je niedriger die Diffusionskonstante, umso bedeutender ist der Grenzschichteffekt. Zusammenfassend kamen wir zum Schluss, dass in einer gut gerührten Lösung der Grenzschichteffekt in einer etwa zehntelmillimolaren Lösung unbedeutend werden sollte. Im Boden ist das Ausmass der Grenzschicht um Größenordnungen grösser und die effektive Diffusionskonstante kleiner, sodass der Grenzschichteffekt auch bei höheren Konzentrationen wirksam sein kann. Dem wirken allerdings im Boden die höheren Nährstoffkapazitäten entgegen.

Die rechnerischen und experimentellen Ergebnisse stimmen nicht miteinander überein. Im Experiment wurde auch bei hohen Nährlösungskonzentrationen ein Grenzschichteffekt gefunden, während das Modell nur bei niedrigen Konzentrationen einen solchen voraussagt. Es schien uns unwahrscheinlich, dass diese Unterschiede durch unrichtige Zahlenwerte des Modells verursacht wurden. Wir suchten deshalb nach andern Ursachen und eine davon war ein möglicher Rühreffekt auf die Sauerstoffversorgung.

Aufnahmeversuche bei verschiedenen Sauerstoffkonzentrationen weisen auf einen Sauerstoffgradienten in der Grenzschicht hin. In der nicht-gerührten

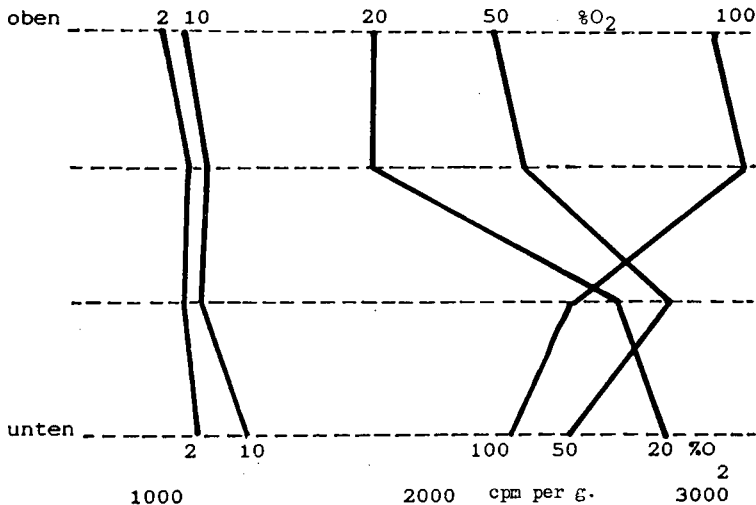


Abb. 4: Einfluss der Grenzschicht und der Sauerstoffversorgung auf die Natriumaufnahme von Randenscheiben aus 0.01 M Nährlösungen von NaCl (in cpm). "oben" und "unten" beziehen sich auf die Position im Zylinder.

Zone einer 0.01 M NaCl Lösung nimmt die Natriumaufnahme auf das dreifache zu, wenn das Sauerstoffangebot von 2 auf 100% erhöht wurde (Abb. 4). In der stark gerührten unteren Zone zeigt sich ein Optimum bei 20% Sauerstoff, darüber fällt die Aufnahmen wiederum ab. Dieses Ergebnis steht im Einklang

mit den Beobachtungen (Eliasson, 1958, Unger und Danielson, 1965, Anaya und Stolzy, 1972), dass hohe Sauerstoffkonzentrationen für Pflanzen giftig sein können. In der stark gerührten unteren Zone ist die Sauerstoffversorgung an der Gewebeerfläche besser. Die optimale Sauerstoffversorgung und das Giftigkeitsniveau werden dadurch bei einem niedrigeren äusseren Partialdruck des Sauerstoffs erreicht. Diese Interpretation wird dadurch gestützt, dass bei 20 % Sauerstoff die Nährstoffaufnahme durch Rühren gefördert wird, bei 50% ein Optimum im unteren Drittel und bei 100% ein schwaches nicht gesichertes Optimum im oberen Drittel gefunden wurde, wobei die Aufnahmeraten bei den jeweiligen Optima einander ähnlich sind. Zusammenfassend stellen wir fest, dass die Aufnahme eines einzelnen Nährstoffs von Gradienten verschiedener Substrate abhängt. Neben Gegenionen und konkurrierenden Ionen spielt auch der Sauerstoffgradient eine bedeutende Rolle. Die zahlreichen Transportstudien im Boden - Pflanzensystem geben nur integrierte Ergebnisse. Daraus hergeleitete Modelle müssen mit Vorsicht aufgenommen werden.

Literatur

- Anaya, M.G. and Stolzy, L.H. 1972. Wheat response to different soil water-aeration conditions. *Soil Sci.Soc.Amer.Proc.*, 36, 485- 489.
- Dalton, F.N. 1984. Dual pattern of potassium transport in plant cells: A physical artifact of a single uptake mechanism. *J. Exp. Bot.* 35, 1723-1732.
- Eliasson, L. 1958. The inhibitory effect of oxygen on the growth of wheat roots. *Physiol.Plant.* 11:572-584.
- Jenny, H. and Overstreet, R. 1938. Contact effects between plant roots and soil colloids. *Proc. National Acad. Sci.(U.S)* 24: 384-392.
- Jenny, H. 1965. Die Grenzzone von Wurzel und Boden in ihrer Bedeutung für die Aufnahme von Eisen aus kalkhaltigen Böden. *Die Weinwissenschaft* 20, 49-61.
- Jost, W. 1952. *Diffusion in solids, liquids and gases*. Academic Press, Inc. N.Y.
- Lagerwerff, J.V. 1960. The contact exchange theory amended. *Plant and Soil* 13, 253-264.
- Lagerwerff, J.V. 1965. Multiple-rate effect in ion transfer. *Soil Science* 100, 25-33.
- Polle, E.O. and Jenny, H. 1971. Boundary layer effects in ion absorption by roots and storage organs of plants. *Physiol. Plant.* 25, 219-224.
- Scheuring, D.G. and Overstreet, R. 1961. sodium uptake by excised barley roots from sodium bentonite suspensions and from their equilibrium filtrates. *Soil Science* 92, 166-171.
- Unger, P.W. and Danielson, R.E. 1965. Influence of oxygen and carbon dioxide on germination and seedlings development of corn (*Zea mays* L.). *Agronomy Journal* 57, 56-58.
- Winne, D. 1973. Unstirred layer, source of biased Michaelis constant in membrane transport. *Bioch. et Biophys. Acta*, 298, 27-31.

Simultaner Transport von Ca^{++} - und Mg^{++} -Ionen durch Bodenaggregate

von

Papritz, A., R. Schulin, R. Kuster, H. Flüeler* und H. M. Selim**

Zusammenfassung

Anhand von Durchbruchskurven (DBK) wurden die Transporteigenschaften von Bodenaggregaten in Bezug auf die simultane Verlagerung von Ca^{++} - und Mg^{++} -Ionen bei Wassersättigung untersucht. Dabei wurden zwei Böden mit unterschiedlicher Textur verglichen.

Luftgetrocknete und gesiebte Bodenaggregate von 2-4 mm Durchmesser wurden in Säulen von 10.4 cm Länge und 6.4 cm Durchmesser gepackt. Die experimentellen Durchbruchskurven wurden mit Modellvorhersagen verglichen, die auf der vereinfachenden Annahme eines lokalen thermodynamischen Gleichgewichts mit konstanten Aktivitätskoeffizienten beruhen. Die notwendigen Modellparameter wurden auf unabhängige Weise bestimmt. Modellkurven und Experiment zeigten gute Übereinstimmung.

* IWHF, Fachbereich Bodenphysik, ETH Zürich

** Louisiana State University, Baton Rouge

Einleitung

Die Untersuchung des simultanen Ca^{++} - und Mg^{++} -Transportes in Säulen mit aggregierten Böden sollte zeigen, ob sich gekoppelter Transport zweier reaktiver Substanzen in aggregierten Böden mit dem klassischen Konvektions-Dispersions-Modell oder mit dem Zwei-Regionen-Modell (SCHULIN et al. 1987, SELIM et al. 1987) beschreiben lässt.

Material und Methoden

Gesiebte, homogene Aggregatfraktionen (Durchmesser 2-4 mm) der Böden "Abist" und "Lägern" (Tab. 1) wurden in je 2 Plexiglassäulen (Länge L 10.4 cm, Durchmesser 6.4 cm) eingefüllt.

Soil		ABIST	LAEGERN
Soil type		Aquic Eutrochrept	Hapludalf
Sampling depth	(cm)	10 - 15	15 - 25
Clay content	(%)	19	34
Organic carbon content	(%)	2.0	1.9
Cation exchange capacity	(meq.kg^{-1})	54.3	165.5
pH (CaCl_2)		5.9	4.9

Tab.1: Ausgewählte physikalische und chemische Eigenschaften der Böden "Abist" (Braunerde) und "Lägern" (Parabraunerde).

Unter gesättigten stationären Bedingungen (Wasserfluss $q = 12 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$) wurden Durchbruchkurven (DBK) der konservativen Tracer $^3\text{H}_2\text{O}$ und $^{36}\text{Cl}^-$ gemessen.

Die Untersuchung des Ca^{++} - und Mg^{++} -Transportes erfolgte bei gleichen experimentellen Bedingungen. Die Anfangs-Konzentrationen $C_i^{(\text{Ca})}$ und $C_i^{(\text{Mg})}$ betragen $11 \text{ meq} \cdot \text{l}^{-1}$ bzw. $0 \text{ meq} \cdot \text{l}^{-1}$. In der Pulslösung, die die Anfangs-Lösung verdrängte, fehlte Ca^{++} . Mg^{++} wies dagegen eine Konzentration von $C_o^{(\text{Mg})} = 22 \text{ meq} \cdot \text{l}^{-1}$ auf.

Batchexperimente mit MgCl_2 -Anteilen von 0%, 10%,100% in der Lösung erlaubten die experimentelle Bestimmung der Mg-Ca-Austauschisotherme.

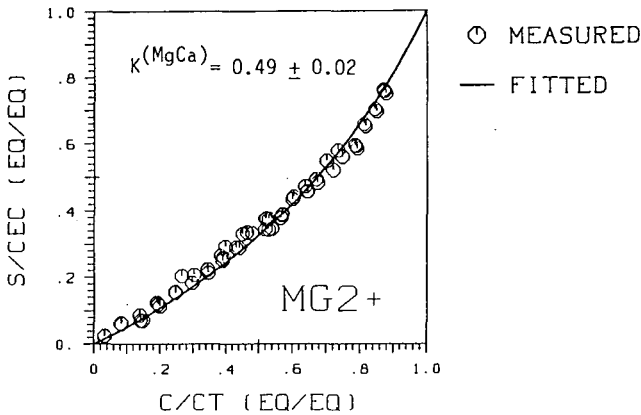


Abb.1: Mg-Ca-Austauschisotherme, Boden "Abist".
 Vergleich von optimierter Austauschisotherme und experimentellen Daten.
 (S/CEC: relative Konzentration an Festsubstanz,
 C/CT: relative Konzentration in Lösung).

Bestimmung der Modellparameter

Die im folgenden verwendeten Parameter wurden von SCHULIN et al. 1987 definiert. Mit Hilfe eines nicht-linearen Curve-fitting Programmes von VAN GENUCHTEN (1981) wurde der Selektivitätskoeffizient $K^{(MgCa)}$ aus der experimentellen Austauschisotherme bestimmt. Für die beiden Böden "Abist" und "Lägern" ergaben sich Werte von 0.49 bzw. 0.75 (Abb. 1).

Die Dispersivität λ_{1R} (Ein-Region-Modell) liess sich aus den DBK von 3H_2O und $^{36}Cl^-$ abschätzen. Die optimierten Werte der Parameter des Ein-Region-Modells wurden mittels des Programmes CFITM von VAN GENUCHTEN (1981) bestimmt. Sämtliche DBK liessen sich mit dem Ein-Region-Modell perfekt simulieren (Abb. 2).

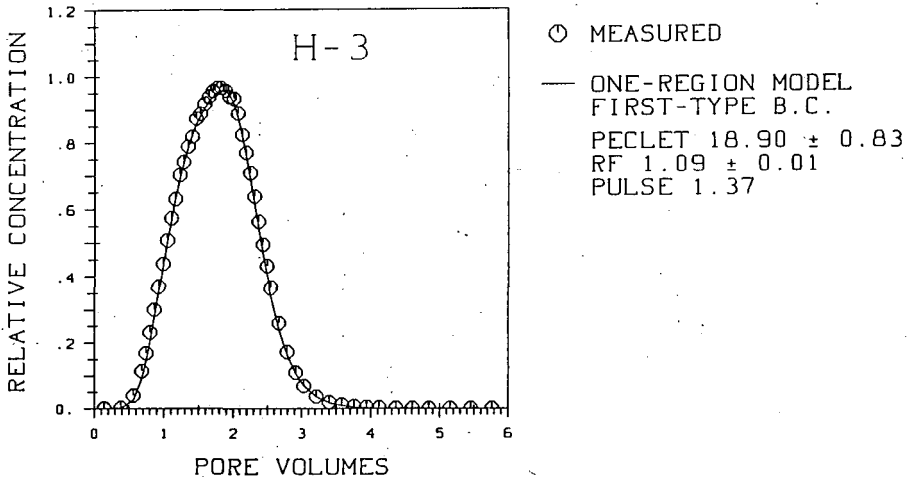


Abb.2: 3H_2O -Durchbruchskurve, Boden "Lägern".

Vergleich von experimentellen Daten und Simulation mit dem Ein-Region-Modell.

(PECTLET = $\frac{1}{\lambda_{1R}}$, RF: Retardationsfaktor).

Da sich keine Hinweise auf verzögerten diffusiven Austausch zwischen mobiler und immobil Region finden liessen, erwies sich die analoge Bestimmung der Parameter des Zwei-Regionen-Modells (Dispersivität λ_{2R} , Anteil des Wassers in mobiler Region ϕ , Anteil der Tauscherplätze in mobiler Region f und Transferkoeffizient α) aus den DBK der konservativen Tracer als unmöglich. Je nach Anfangs-Schätzwerten trat keine oder multiple Konvergenz auf.

Der Parameter ϕ wurde über eine gravimetrische Abschätzung des Zwischen-Aggregat-Porenvolumens bestimmt und λ_{2R} gleich dem Aggregatdurchmesser gesetzt.

Der Transferkoeffizient α lässt sich - unter der Voraussetzung, dass lokales, thermodynamisches Gleichgewicht herrscht - nach VALOCCHI (1985) mit

$$\alpha = \frac{q(1-\phi)^2}{\lambda_{1R}-\lambda_{2R}}$$

abschätzen.

Der Parameter f wurde gleich ϕ bzw. $\phi/2$ gesetzt.

Resultate und Diskussion

Abbildung 3 und 4 zeigen die experimentellen Daten und die Vorhersagen des Ein-Region- bzw. Zwei-Regionen-Modells für je eine Säule mit Bodenmaterial "Abist" und "Lägern".

Das Ein-Region-Modell prognostiziert die DBK von Ca^{++} und Mg^{++} - angesichts der Tatsache, dass sämtliche Modellparameter unabhängig von diesen DBK geschätzt worden sind - recht gut. Die Abweichungen der Modellsimulation von den experimentellen Werten bei grösseren Ausflussvolumina (Tailing) deuten darauf hin, dass verzögerter diffusiver Austausch zwischen mobilen und immobil Zonen stattfand.

Die Simulation des Ca^{++} - und Mg^{++} -Durchbruchs mit dem Zwei-Regionen-Modell ergab mit der Schätzung $f = \phi$ keine (Abist) oder nur geringfügig bessere Übereinstimmung (Lägern) mit den experimentellen Daten. Das unterschiedliche Ausmass der verbesserten Beschreibung der experimentellen Daten durch das Zwei-Regionen-Modell ist durch die Grösse des Transferkoeffizienten α bedingt.

Wird der Parameter $f = \frac{\phi}{2}$ geschätzt, so ergibt sich eine qualitativ verbesserte Beschreibung der experimentellen Daten für den Boden Lägern, insbesondere wenn berücksichtigt wird, dass die Kationenaustauschkapazität CEC möglicherweise bei diesem Boden unterschätzt wurde.

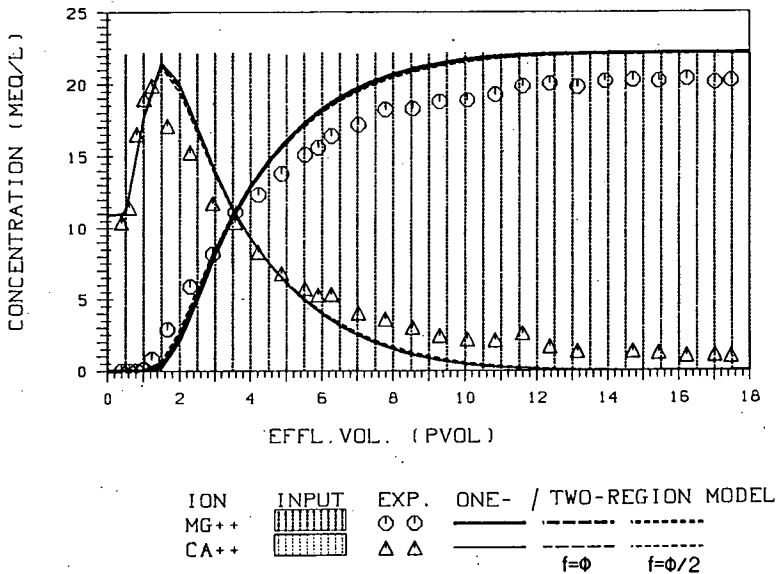


Abb.3: Mg-Ca-Durchbruchskurven, Boden "Abist".

Vergleich von experimentellen Daten und Prognosen des Ein-Region- bzw. Zwei-Regionen-Modells.

(Zur Simulation wurden folgende Parameterwerte verwendet:

$\lambda_{1R} = 0.47 \text{ cm}$, $\lambda_{2R} = 0.4 \text{ cm}$, $\phi = 0.45$, $\alpha = 51 \text{ d}^{-1}$, $\theta = 0.63$,
 $q = 13.1 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$, $\rho_a = 0.86 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$).

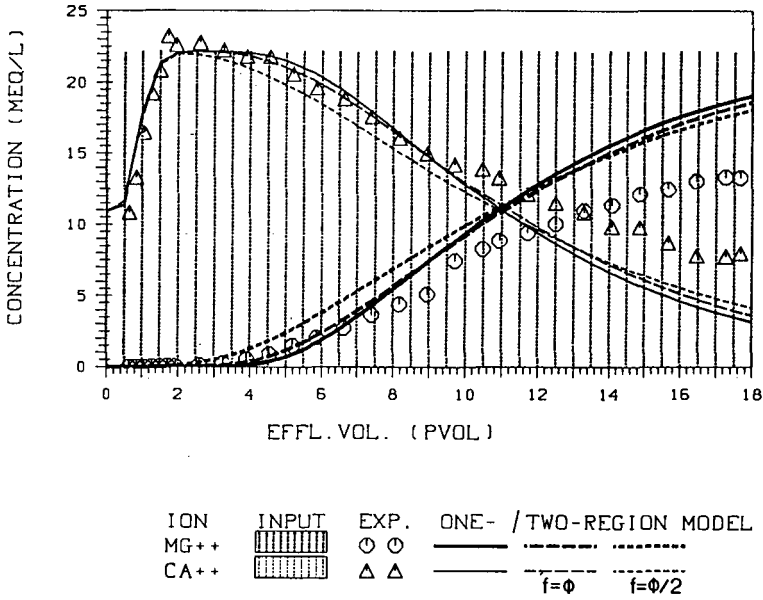


Abb.4: Mg-Ca-Durchbruchskurven, Boden "Lägern".
 Vergleich von experimentellen Daten und Prognosen des Ein-Region- bzw. Zwei-Regionen-Modells.

(Zur Simulation wurden folgende Parameterwerte verwendet:
 $\lambda_{1R} = 0.55 \text{ cm}$, $\lambda_{2R} = 0.4 \text{ cm}$, $\phi = 0.47$, $\alpha = 9.5 \text{ d}^{-1}$, $\theta = 0.61$,
 $q = 12.8 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$, $\rho_a = 0.95 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$).

Schlussfolgerungen

Aus dem Vergleich der experimentellen Daten und der Vorhersagen des Ein-Region- bzw. des komplizierteren Zwei-Regionen-Modells lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- 1) Das konzeptionell einfache Ein-Region-Modell beschreibt den gekoppelten Transport von Ca^{++} und Mg^{++} mit simultanem Ionenaustausch durch Säulen mit homogenen Bodenaggregaten mit guter Genauigkeit.
- 2) Die Abweichungen der experimentellen Daten von den Voraussagen des Ein-Region-Modells deuten darauf hin, dass Regionen unterschiedlicher Mobilität vorhanden waren, zwischen denen nur ein relativ langsamer diffusiver Ionenaustausch besteht.
- 3) Die Vorhersage der Durchbruchskurve mit dem Zwei-Regionen-Modell war von der Grösse des Transferkoeffizienten α und der Verteilung der Austauschkapazität auf mobile und immobile Region abhängig. Die unabhängige Bestimmung dieser Parameter erwies sich als schwierig, da die Durchbruchskurven konservativer Tracer keine physikalischen Ungleichgewichte erkennen liessen.

Der zuletzt erwähnte Punkt verdient besondere Beachtung: das komplexere Zwei-Regionen-Modell kann nur dann erfolgreich angewendet werden, wenn zuverlässige Methoden zur Schätzung der Parameter α und f vorhanden sind.

Literatur

- Selim, H.M., R. Schulin und H. Flühler (1987). Transport and ion exchange of calcium and magnesium in an aggregated soil. Soil Sci. Soc. Am. J. Im Druck.
- Schulin, R., A. Papritz, H. Flühler und H. M. Selim (1987). Ionentransport in Böden mit und ohne Aggregatstruktur: ein Modellvergleich. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (dieser Band).
- Valocchi, A. J. (1985). Validity of the local equilibrium assumption for modeling sorbing solute transport through homogeneous soils. Water Resour. Res. 21: 808-820.
- van Genuchten, M.Th. (1981). Non-equilibrium transport parameter from miscible displacement experiments. Research Report No. 119 U.S. Salinity Laboratory. Riverside, California. 80 pp.

Beiträge zur Kenntnis der Wasseraufnahme der Wurzeln

von
Schmidhalter, U. , J.J. Oertli⁺

Die physikalische Beschreibung der Wasseraufnahme der Pflanzen wird durch die komplizierte zeitliche und räumliche Verteilung der Wurzeln erschwert. In den vergangenen Jahren sind zahlreiche Modelle formuliert worden, mit denen versucht wurde, die Wasseraufnahme der Pflanzen quantitativ zu beschreiben. Dies hat dazu geführt, dass eine Vielzahl von Modellen existiert, welche meistens nicht getestet wurden (Hillel, 1982).

Prinzipiell können zwei Ansätze für die Modellierung der Wasseraufnahme der Pflanzenwurzeln gewählt werden, nämlich makroskopische und mikroskopische.

Mikroskopische Modelle beschreiben den Wasserfluss zu und in eine repräsentative Einzelwurzel, wobei angenommen wird, dass eine konstante und definierbare Dicke und Absorptionseigenschaften vorhanden sind und die Wurzeln gleichmässig im Boden verteilt sind. Für komplexe Wurzelsysteme, wie sie im Felde angetroffen werden, ist dieser Ansatz wenig geeignet, da es schwierig ist, die komplizierte Geometrie des Wurzelsystems zu messen und diese zeitabhängig variiert.

Der alternative Ansatz ist die Beschreibung der Wasseraufnahme durch das Gesamtwurzelsystem. Die Wasseraufnahme der Pflanzen wird durch einen volumetrischen Sinkterm dargestellt, der tiefenabhängig variieren kann. Dieser Ansatz vermeidet die komplizierte Geometrie, die beim Analysieren der Flüsse und Potentialgradienten in Kleinbereichen auftritt. Sein hauptsächlichster Mangel ist, dass er auf dem grossräumigen Durchschnitt der matrischen und osmotischen Potentiale beruht.

Die Dynamik des Wurzelwachstums führt dazu, dass die Gradienten klein gehalten werden. Eine Pflanze mit wachsenden Wurzeln kann kontinuierlich in feuchte Zonen reichen. Steile Potentialgradienten können bei schwacher Durchwurzelung des Bodens und hohen Transpirationsraten auftreten und sind bei alten Pflanzen mit kleineren Wurzelausdehnungsraten wahrscheinlicher. Böden mit einer geringen Bodenwasserkapazität und entsprechend reduzierten hydraulischen Leitfähigkeiten begünstigen die Entstehung steiler Potentialgradienten. In sandigen Böden kann bereits bei relativ hohen Potentialen ein deutlicher Potentialabfall zur Wurzel hin stattfinden (Hainsworth et al., 1986).

Die Schwierigkeiten, die den mikroskopischen Modellen anhaften, haben dazu geführt, dass vor allem makroskopische Wasserentzugsmodelle verwendet wurden. Häufig verwendete Modelle stellen diejenigen von Nimah und Hanks (1973) und Feddes et al. (1974) dar. Diese Modelle setzen die Kenntnis der Druckhöhen bei der Boden-Wurzelkontaktzone und der Geometrie des Flusses voraus. Beide Koeffizienten variieren mit der Zeit und Tiefe und sind

⁺Institut für Pflanzenwissenschaften, ETH Zürich

schwierig zu quantifizieren. Feddes et al. (1976) haben deshalb ein einfacheres Modell vorgeschlagen, das nur die Kenntnis der Wurzeltiefe, der potentiellen Transpirationsrate, der Druckhöhen im Boden, sowie der Abhängigkeit der Transpiration von der Druckhöhe erfordert. Letztere wird durch einen dimensionslosen Sinkterm dargestellt, der als Wasserstressfunktion bezeichnet wird.

Ziele dieser Untersuchungen waren es, Kenntnisse über die Verteilung der aktiven Wurzelmasse und der Abhängigkeit der Wasseraufnahme resp. Ertragsleistung der Pflanzen vom Bodenwasserpotential zu erhalten. Ausführliche methodische Hinweise der beschriebenen Experimente finden sich bei Schmidhalter (1986).

Verglichen mit den Wechsellösungen in der Lösungskonzentration ist der Anteil gewisser Salze, der durch die Pflanzenwurzeln aufgenommen wird, klein. Aufgrund seiner hohen Diskriminierung bei der Aufnahme hat sich besonders Chlorid als idealer Tracer der Wasseraufnahme erwiesen. Mit diesem Verfahren konnte die Wasseraufnahme von Karotten in einem grundwasserbeeinflussten, schluffreichen Boden mit einem quasistationären Stofftransportmodell beschrieben werden. Die Untersuchungen erfolgten an mit Karotten bepflanzten Bodensäulen (Durchmesser 0.25 m), in denen verschiedene Grundwassersebniveaus (0.5, 1.0 und 1.5 m) etabliert wurden. Die Wasserversorgung der Pflanzen erfolgte ausschliesslich durch kapillaren Wasseraufstieg aus dem Grundwasser, dem als Tracer ^{36}Cl zugegeben wurde.

Während des Untersuchungszeitraumes veränderten sich die im Boden gemessenen Saugspannungen nur wenig, so dass das untersuchte System recht genau durch quasistationäre Beziehungen charakterisiert werden konnte. Dies erleichterte die Simulation des Stofftransportes im Unterboden in wesentlicher Masse, erschwerte andererseits die Beschreibung der Wasseraufnahme im Wurzelraum, da im untersuchten Wasserversorgungsbereich - im Bereich zu hoher resp. optimaler Matrixpotentiale - keine direkte funktionelle Abhängigkeit zwischen der Transpiration und der Bodensaugspannung besteht. Insbesondere lassen sich aufgrund der gemessenen Saugspannungen keine Aussagen über die räumliche und zeitliche Veränderung der Pflanzenwurzelaktivität machen. Da Chlorid nur in geringer Masse von den Pflanzen aufgenommen wird und sich bei Wasserentzug in der Bodenlösung anreichert (Brumme et al., 1983), lässt sich aufgrund der Anreicherung in der Bodenlösung die Wasseraufnahme im Boden bestimmen.

Die Gesamtaufnahme an ^{36}Cl betrug bezogen auf die im Boden vorhandene Menge bei den Grundwassertiefen 0.5, 1.0 und 1.5 m 0.6, 0.4 resp. 0.4 %. Die Grösse dieser Werte liegt im Fehlerbereich numerischer Berechnungen. Beim untersuchten System ist zu berücksichtigen, dass die Chloridaufnahme erst zu dem Zeitpunkt erfolgte, indem der Chloridpuls die Wurzelzone erreichte.

Die Lösung des untersuchten Problems erfolgte mit einem Endlichen Differenzenverfahren. Der Dispersionsfaktor wurde aufgrund der besten Übereinstimmung der gemessenen mit den berechneten Werten festgelegt. Infolge seiner geringen Sensitivität bezüglich der untersuchten Porenwassergeschwindigkeiten wurde er konstant mit $1.15 \text{ cm}^2/\text{Tag}$ angenommen.

Aufgrund der im Wurzelhorizont bestimmten Konzentrationsverteilung von ^{36}Cl lässt sich somit eine Verteilungsfunktion $R(z)$ formulieren, mit der die experimentell bestimmten Transpirationsraten gewichtet

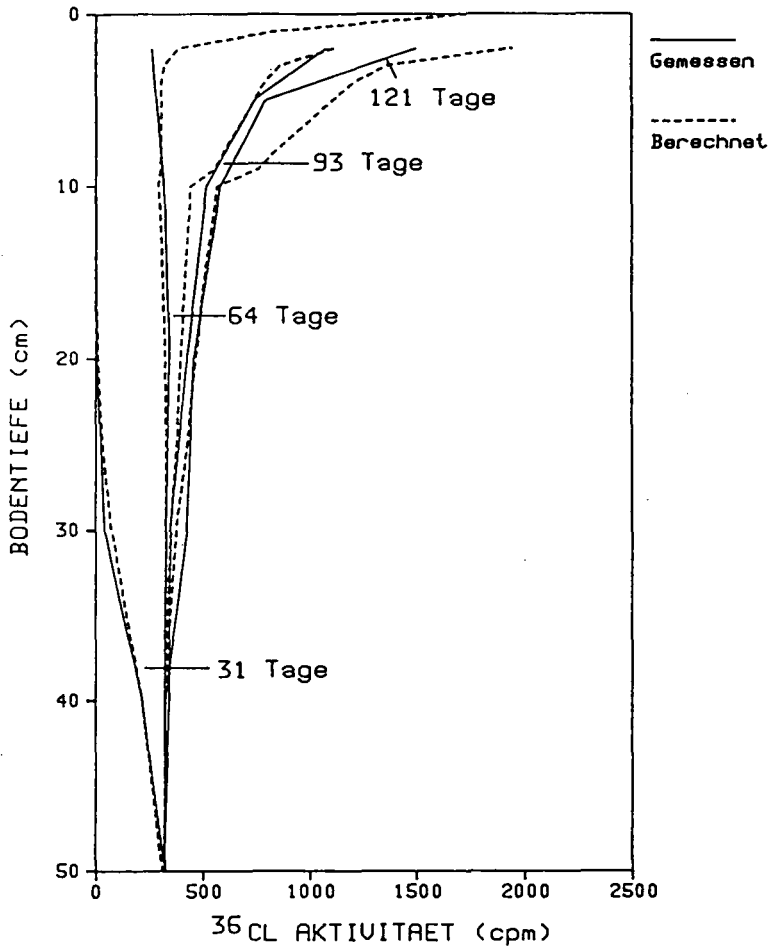


Abb. 1. Gemessene und berechnete Chloridverteilung zu verschiedenen Zeiten nach Versuchsbeginn in einem mit Karotten bepflanztem Boden mit einer Grundwassertiefe von 50 cm. Der Tracer wurde dem Grundwasser kontinuierlich zugegeben

werden müssen, um die Variation der absorbierenden Oberfläche der Wurzeln pro Einheit Bodenvolumen zu erhalten. Verschiedene aus der Literatur bekannte Verteilungsfunktionen - trapezoidale, exponentielle - wurden untersucht. Keine zeigte eine befriedigende Übereinstimmung. Eine gute Übereinstimmung zwischen der gemessenen und berechneten ^{36}Cl - Verteilung wurde erreicht, indem für die obersten 5 cm des Wurzelhorizontes eine exponentielle Verteilung und für die übrigen Tiefen konstante Parameter festgelegt wurden (Abb. 1). Eine zeitliche Änderung dieser Parameter erwies sich nicht als notwendig, da eine gute Übereinstimmung festgestellt wurde. Unter stationären Bedingungen ist die Wasseraufnahme durch eine kleine räumliche Variation gekennzeichnet. Die Ergebnisse zeigen, dass ca. 80% des Wassers aus den obersten 5 cm aufgenommen werden, der Rest gleichmässig verteilt aus den übrigen Tiefen. Die Wasser- und Stoffaufnahme erfolgt primär in der oberflächennahen Schicht, eine Kosequenz der gehemmten Sauerstoffversorgung im unteren Wurzelhorizont.

Eine wesentliche Schwierigkeit, der man bei der Ermittlung der Abhängigkeit der Wasseraufnahme resp. der Ertragsleistung der Pflanzen vom Bodenwasserpotential begegnet, ist die ungenügende resp. nur kurzfristig zu gewährleistende Konstanz, insbesondere der matrischen Potentialkomponente.

Aus diesem Grunde ist eine einfache Versuchstechnik entwickelt worden, mit der die Wasseraufnahme von Keimlingen in Abhängigkeit verschiedener matrischer und osmotischer Potentiale untersucht werden kann. Ein schluffreicher Boden wird mit Lösungen unterschiedlicher osmotischer Potentiale gesättigt, anschliessend auf der Druckapparatur entwässert, auf 3 mm abgesiebt und in eine transparente, verschliessbare Runddose gefüllt. In diesen Boden werden vorgekeimte Samen gesät und während 2-4 Wochen, je nach Versuchspflanze, in einer Klimakammer angezogen. Die Versuche wurden sowohl mit Karotten - wie auch mit Gerstenpflanzen ausgeführt.

Die Wahl dieser Versuchstechnik ermöglicht die Anzucht von Pflanzen unter relativ konstanten Bedingungen, da Keimlinge in Böden mit hohen Bodenwasserkapazitäten und bei reduzierten evaporativen Bedingungen nur eine kleine Wasseraufnahme zeigen.

Die Ergebnisse zeigen bei niedrigen matrischen Wasserpotentialen eine graduelle Abnahme der Produktion. Bei hohen Wasserpotentialen erfolgt diese viel abrupter, bedingt durch die ungenügende Sauerstoffversorgung (Abb. 2). Daraus lässt sich ein kritischer Bereich der Wasserversorgung - im untersuchten Boden liegt dieser bei 150 - 250 cm WS, entsprechend einem Luftporenvolumenanteil von 7 % - angeben, bei dessen Unterschreiten das Spross- und Wurzelwachstum stark negativ beeinträchtigt werden. Das Wurzelwachstum wird bei hohen Wasserpotentialen stärker negativ beeinträchtigt als das Sprosswachstum.

Trockenheitsstress bewirkt eine erhöhte Assimilateinlagerung in die Wurzeln (Abb. 3). Erst bei stark erniedrigten matrischen Potentialen erfolgt eine Abnahme des Wurzelwachstums. Dies führt dazu, dass die Gesamt-Trockenmassenproduktion der Pflanzen bei relativ tiefen matrischen Potentialen maximal ist. Ein milder Wasserstress, der sich langsam entwickelt, führt dazu, dass vermehrt Assimilate aus dem Spross in die Wurzel verlagert werden. Die erhaltenen Resultate deuten sogar auf eine Förderung der Produktion unter diesen Bedingungen hin. Während im Spross

der Turgor nicht mehr aufrechterhalten wurde, wurde in der Wurzel der Turgor aufrechterhalten. Die Turgoraufrechterhaltung ist eine Voraussetzung für das expansive Wachstum. Es ist möglich, dass in den Wurzeln gebildete Hormone Veränderungen in den sink-source - Beziehungen bewirken. Die Förderung des Wurzelwachstums stellt für die Pflanzen einen wichtigen adaptiven Mechanismus dar, mit dem ein grösseres Bodenvolumen erschlossen werden kann. Sie wird wahrscheinlich wesentlich durch die Stressentwicklungsrate beeinflusst. In Böden mit einer hohen Bodenwasserkapazität haben die Pflanzen Zeit, sich osmotisch anzupassen. Demgegenüber tritt auf leichten Böden der Stress zu rasch ein.

Vergleichbare matrixische und osmotische Potentiale zeigen unterschiedliche Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum (Abb. 2). Das Pflanzenwachstum wird durch erniedrigte matrixische Potentiale stärker negativ beeinflusst. Während bei einem Salzstress gelöste Stoffe direkt als osmotisch wirksame Substanzen eingesetzt werden können, ist bei Wasserstress eine wesentliche Synthese intern produzierter Osmotika erforderlich.

Aus den ausgeführten Untersuchungen ergeben sich die folgenden Schlussfolgerungen:

1. Es gibt keine universelle Wasserstressfunktion. Diese variiert je nach Pflanze, Bodentyp und evaporativen Bedingungen.
2. In bisherigen Wasserentzugsmodellen werden pflanzenphysiologische Reaktionsmechanismen auf Wasserstress kaum oder nicht berücksichtigt. Diese Veränderungen können die Wasseraufnahme resp. die Ertragsleistung der Pflanzen wesentlich beeinflussen.
3. Der Prozess der Wasseraufnahme stellt einen dynamischen Vorgang dar. Die Geschwindigkeit der Entstehung eines Stresses beeinflusst die Reaktion der Pflanzen, ist aber auch für die Entstehung steiler Potentialgradienten in Wurzelnähe von Bedeutung. Die Stressrate wird wesentlich durch die Bodenwasserkapazität, Eigenschaften der Pflanze, aber auch durch die atmosphärischen Bedingungen beeinflusst. Diese Faktoren müssen vermehrt berücksichtigt werden.

Literatur

- Brumme, R., und F. Beese. 1983. Die quantitative Ermittlung der Wurzel-Wasseraufnahme durch die Wurzeln mittels der Chlorid methode. Mittg. Dtsch. Bdkdl. Ges. 38:71-76
- Feddes, R.A., E. Bresler, and S.P. Neuman. 1974. Field test of a modified numerical model for water uptake by root systems. Water Resourc. Res. 10:1199-1206
- Feddes, R.A., P.J. Kowalik, K.K. Malinka, and H. Zaradny. 1976. Simulation of field water uptake by plants using a soil water dependent root extraction function. J. Hydrol. 31:13-26
- Hainsworth, J.M., and L.A.G. Aylmore. 1986. Water extraction by plant roots. Soil Sci. Soc. Am. J. 50:841-848
- Hillel, D. 1982. Application of soil physics. Academic Press, New York
- Nimah, M.N., and R.J. Hanks. 1973. Model for estimating soil water, plant and atmospheric interrelations. Soil Sci.. Soc. Am. Proc. 37:522-527
- Schmidhalter, U. 1986. Bodenversalzung im Unterwallis: Ursachen, Mechanismen und Meliorationsmassnahmen. Diss. ETH Nr. 8052

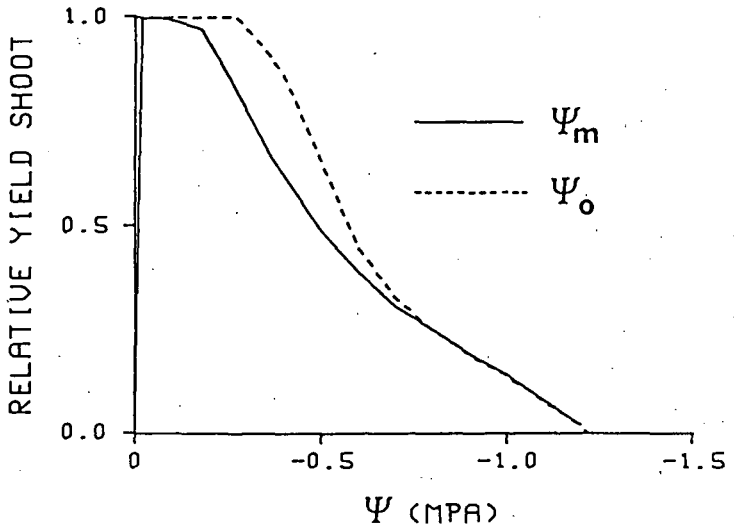


Abb. 2. Relativertrag der Sprossfrischsubstanz von Karottenkeimlingen in Abhängigkeit vom matrixen (Ψ_m) und osmotischen (Ψ_o) Potential

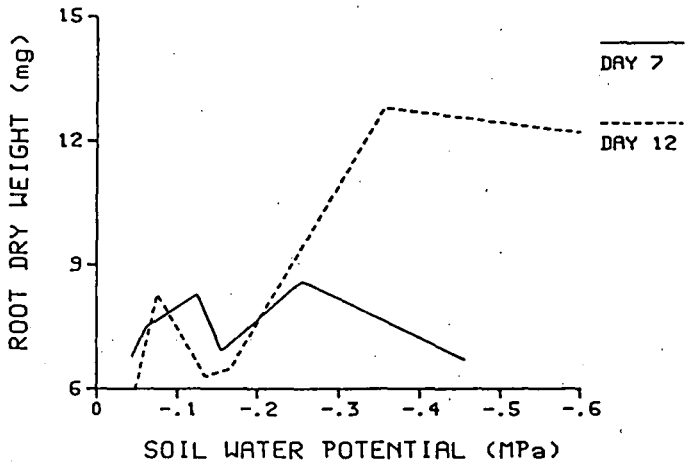


Abb. 3. Wurzeltrockengewicht von Gerstenkeimlingen nach 7 und 12 Tagen in Abhängigkeit von den an den angegebenen Tagen gemessenen Bodenwasserpotentialen. Der Beitrag der osmotischen Potentialkomponente zum Bodenwasserpotential ist vernachlässigbar

Ionentransport in Böden mit und ohne Aggregatstruktur:
ein Modellvergleich

von

Schulin, R., A. Papritz, H. Flühler* und H. M. Selim**

In der vorliegenden Arbeit wurden die folgenden beiden Modelle zur Beschreibung des Stofftransports in Böden mit simultanem, homovalentem Ionenaustausch verglichen und eine Parameter-Sensibilitätsanalyse durchgeführt:

a) 1-Region-Modell (1RM)

$$\theta \frac{\partial c^{(i)}}{\partial t} + \rho \frac{\partial s^{(i)}}{\partial t} = q\lambda \frac{\partial^2 c^{(i)}}{\partial x^2} - q \frac{\partial c^{(i)}}{\partial x}$$

$i = 1,2$

b) 2-Regionen-Modell (2RM)

$$\begin{aligned} \theta\phi \frac{\partial c_m^{(i)}}{\partial t} + \rho f \frac{\partial s_m^{(i)}}{\partial t} + \theta(1-\phi) \frac{\partial c_{im}^{(i)}}{\partial t} + \rho(1-f) \frac{\partial s_{im}^{(i)}}{\partial t} = \\ = q\lambda \frac{\partial^2 c_m^{(i)}}{\partial x^2} - q \frac{\partial c_m^{(i)}}{\partial x} \\ \theta(1-\phi) \frac{\partial c_{im}^{(i)}}{\partial t} + \rho(1-f) \frac{\partial s_{im}^{(i)}}{\partial t} = \alpha(c_m^{(i)} - c_{im}^{(i)}) \end{aligned}$$

$i = 1,2$

* ETH Zürich

** Louisiana State University, Baton Rouge, USA

Die Parameter haben folgende Bedeutung:

- $c^{(i)}$ = Konzentration von Ion i in Lösung
- $s^{(i)}$ = Konzentration von Ion i am Tauscher
- ρ = Lagerungsdichte
- θ = volumetrischer Wassergehalt
- q = Darcy-Fluss
- λ = Dispersivität
- ϕ = Anteil von "mobilem" Wasser am Wassergehalt
- f = Anteil der Ionenaustauschkapazität in Kontakt mit dem "mobilen" Wasser
- α = Transferkoeffizient für den diffusiven Ionen transfer zwischen "mobilem" und "immobilen" Wasser
- x = Raumkoordinate
- t = Zeitkoordinate

Die Subskripte "m" und "im" bedeuten "mobile" bzw. "immobile Region".

In beiden Modellen wird angenommen, dass die chemische Austauschreaktion im Verhältnis zum physikalischen Transport sehr schnell abläuft und einer idealen thermodynamischen Austauschisotherme folgt (konstanter Selektivitätskoeffizient $k^{(12)}$):

$$k^{(12)} = \left[\frac{s^{(1)}}{c^{(1)}} \right] / \left[\frac{s^{(2)}}{c^{(2)}} \right]$$

Darüberhinaus wird angenommen, dass die Ionenaustauschkapazität konstant ist (SCHULIN et al. 1986, SELIM et al. 1987), d.h.

$$s_{..}^{(1)} + s_{..}^{(2)} = s_T = \text{const.},$$

.. = m, im

In der Formulierung des 2-Regionen-Modells, welches aus dem Konzept von VAN GENUCHTEN und WIERENGA (1976) abgeleitet ist, beziehen sich die Subskripte "m" auf die "mobile" und "im" auf die "immobile Region". Diese entsprechen in einem Boden mit Aggregatstruktur

konzeptionell der Bodenlösung zwischen bzw. innerhalb der Aggregate und der jeweils mit ihr in Kontakt befindlichen Matrix. Das 1-Region-Modell, bei welchem es sich um die durch einen Sorptionsterm erweiterte klassische Konvektions-Dispersions-Gleichung handelt, kann als Grenzfall des 2-Regionen-Modells betrachtet werden (α sehr gross bzw. $\phi = f = 1$).

Die Modellrechnungen wurden mit zwei von Dr. Selim geschriebenen FORTRAN-Programmen (MONOV und TRMONOV, Dokumentation in Vorbereitung) durchgeführt. Sie beruhen auf einer numerischen Lösung nach der Finite-Differenzen-Methode.

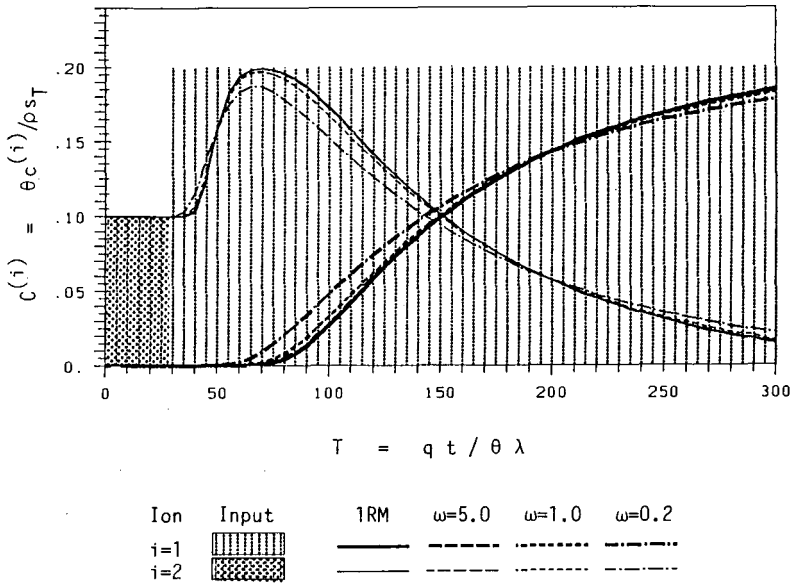


Abb.1: Simulierte Durchbruchkurven an der Stelle $X = 25$ mit dem 1-Region-Modell (durchgezogene Linien: 1RM) sowie für verschiedene Werte des Transferkoeffizienten ω mit dem 2-Regionen-Modell (unterbrochene Linien). Uebrigere Parameterwerte: $k^{(12)} = 0.5$, $\phi = f = 0.5$. Definition der Symbole s. Text. Die senkrechte Schraffur gibt Konzentration und Zusammensetzung der Input-Lösung an. Die Kurve für $\omega = 5.0$ fällt mit der des 1-Region-Modells zusammen.

Illustrative Beispiele für die simulierten Durchbruchkurven sind in Abb. 1 bis 4 dargestellt. Um die Zahl der Parameter zu reduzieren und die Vergleichbarkeit der Kurven zu erhöhen, wurde folgende Normierung vorgenommen:

$$X = \frac{x}{\lambda}$$

$$T = \frac{q \cdot t}{\theta \cdot \lambda}$$

$$\omega = \frac{\alpha \cdot \lambda}{q}$$

$$C_{..}^{(i)} = \frac{\theta c_{..}^{(i)}}{\rho s_T}$$

$$S_{..}^{(i)} = \frac{s_{..}^{(i)}}{s_T}$$

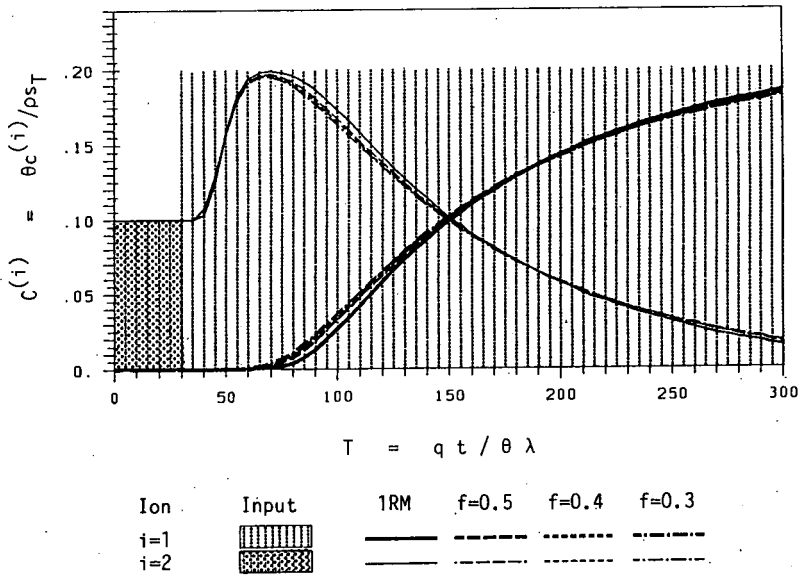


Abb.2: Simulierte Durchbruchkurven wie in Abb.1, aber für verschiedene f-Werte bei konstantem $\omega = 1.0$ und $\Phi = 0.5$ im Falle des 2-Regionen-Modells. Die Kurven des 2-Regionen-Modells sind praktisch nicht voneinander unterscheidbar.

Die Modellrechnungen zeigen, dass die beiden Modelle im Bereich bodenphysikalisch realistischer Bedingungen ($0.5 \leq k^{(12)} \leq 2$, $0.01 \leq \omega \leq 10$, $0.3 \leq \phi \leq 0.7$, $0.3 \leq f \leq 0.5$, $x = 25$) auf der einen Seite nahezu identische Durchbruchkurven ergeben, auf der anderen Seite stark voneinander abweichendes Verhalten zeigen können. Das Ausmass der Abweichung des 2-Regionen-Modells von der "Gleichgewichts"-Situation des 1-Regionen-Modells hängt für den in Abb. 1 bis 4 dargestellten Input-Fall in empfindlicher Weise vom Transferkoeffizienten ω bzw. α und von der Verteilung der Ionenaustauschkapazität, kaum dagegen vom Anteil an mobilem Wasser ab.

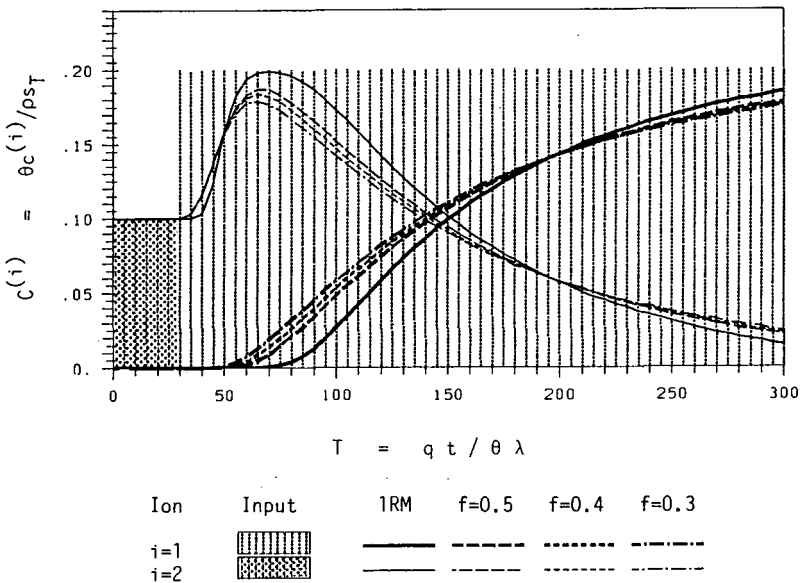


Abb.3: Simulierte Durchbruchkurven wie in Abb.2, aber für $\omega = 0.2$ im Falle des 2-Regionen Modells.

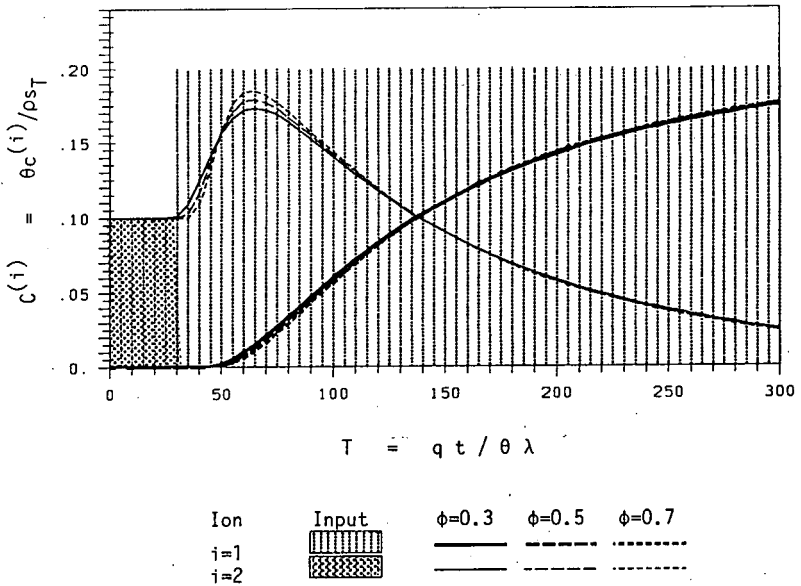


Abb.4: Simulierte Durchbruchskurven (nur 2-Regionen-Modell) für verschiedene ϕ -Werte bei konstantem $\omega = 0.2$ und $f = 0.3$. Ansonsten wie Abb. 1 bis 3.

Literaturhinweise

Schulin, R., H. Flühler, R. S. Mansell, and H. M. Selim (1986): Miscible displacement of ions in aggregated soils. Geoderma 38, 311-322.

Selim, H. M., R. Schulin, and H. Flühler (1987): Transport and ion exchange of calcium and magnesium in an aggregated soil. Soil Sci. Soc. Am. J. (in press).

Van Genuchten, M. Th. and P. J. Wierenga (1976): Mass transfer studies in sorbing porous media, I. Analytical solutions. Soil Sci. Soc. Am. J., 40: 473-480.

Der Einfluß der Bodenbearbeitung auf Porenraumgliederung, ungesättigte Wasserleitung und Gasdiffusion

II. Porenraumgliederung und Gasdiffusion

von

Teiwes, K. und W. Ehlers*

Neben Wasser- und Wärmeleitung gehört die Gasdiffusion zu den physikalischen Transportfunktionen, die gefügeabhängig sind. Sie kann durch Bodenbearbeitung und Fahrverkehr auf dem Acker beeinflußt werden.

Nach dem 1. Fick'schen Gesetz ist für einen porösen Körper wie den Boden der scheinbare Gasdiffusionskoeffizient (D_s) gegeben durch

$$D_s = D_0 \cdot \frac{1}{\tau} \cdot E_L \quad (1)$$

mit D_0 = Diffusionskoeffizient des diffundierenden Gases in Luft, $\frac{1}{\tau}$ = Porenkontinuität und E_L = luftgefülltes Porenvolumen. Werden D_s und E_L bestimmt, so kann durch Umstellen der Gleichung (1) mit der Porenkontinuität $\frac{1}{\tau}$ ein Maß für die "Verwickeltheit" oder Tortuosität τ (RICHTER und GROSSGEBAUER, 1978) des Porensystems berechnet werden. Man erhält damit eine Strukturinformation, die mindestens für den Gasaustausch zwischen Boden und Atmosphäre von großer Bedeutung ist.

Luftgefüllte Porenvolumina wurden an ungestörten Stechzylinderproben (200 cm³) ermittelt, die nach Vakuumsättigung bis zu definierten Wasserspannungen (pF 1.0; pF 1.7; pF 2.0; pF 3.0) entwässert wurden. Gleichzeitig dienten die Proben bei den angegebenen pF-Werten zur Bestimmung des scheinbaren Sauerstoffdiffusionskoeffizienten.

Ergebnisse

a) Luftgefülltes Porenvolumen (E_L) und relativer scheinbarer Diffusionskoeffizient (D_s/D_0)

Die konventionell bearbeiteten Varianten haben im Krumbereich höhere Gehalte luftführender Poren als die Variante "Hohes Feld, unbearbeitet" (Abb. 1)

*Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, von-Siebold-Str.8, 3400 Göttingen

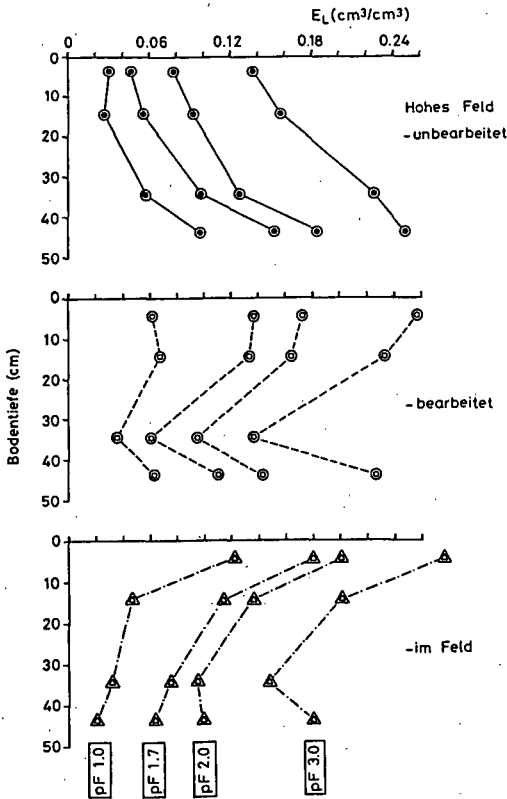


Abb. 1:
Luftgefülltes Porenvolumen (E_L) nach vier Entwässerungsstufen (pF 1.0; pF 1.7; pF 2.0; pF 3.0) in Abhängigkeit von der Bodentiefe für die Varianten "unbearbeitet", bearbeitet" und "im Feld" (Hohes Feld, 1984)

Hier steigt E_L mit der Bodentiefe nach allen vier Druckstufen an. Dagegen ist in den Varianten "bearbeitet" und "im Feld" eine Abnahme der E_L -Werte bis zur Bearbeitungsgrenze zu beobachten. Unterhalb der Bearbeitungsgrenze wurden in "bearbeitet" bei allen Druckstufen deutlich höhere E_L gemessen, während in der Variante "im Feld" dieser Anstieg nur bei pF 2.0 und pF 3.0 festzustellen war. Die mit leichten Maschinen bearbeitete Versuchsfläche "bearbeitet" zeigt in der Unterbodenschicht 42-47 cm höhere luftgefüllte Porenvolumina als die mit schweren Maschinen bearbeitete Variante "im Feld".

Die in Abb. 2 als Funktion der Bodentiefe dargestellten relativen scheinbaren Diffusionskoeffizienten weisen ähnliche Kurvenverläufe auf wie die luftgefüllten Porenvolumina (Abb. 1). Es fällt aber auf, daß bei der ersten Entwässerungsstufe (pF 1.0) trotz erheblich geringerer E_L -Werte infolge dichter Lagerung des

Oberbodens der Variante "unbearbeitet" hier keine deutlich geringeren Diffusionskoeffizienten bestimmt wurden als in den konventionell bearbeiteten Varianten.

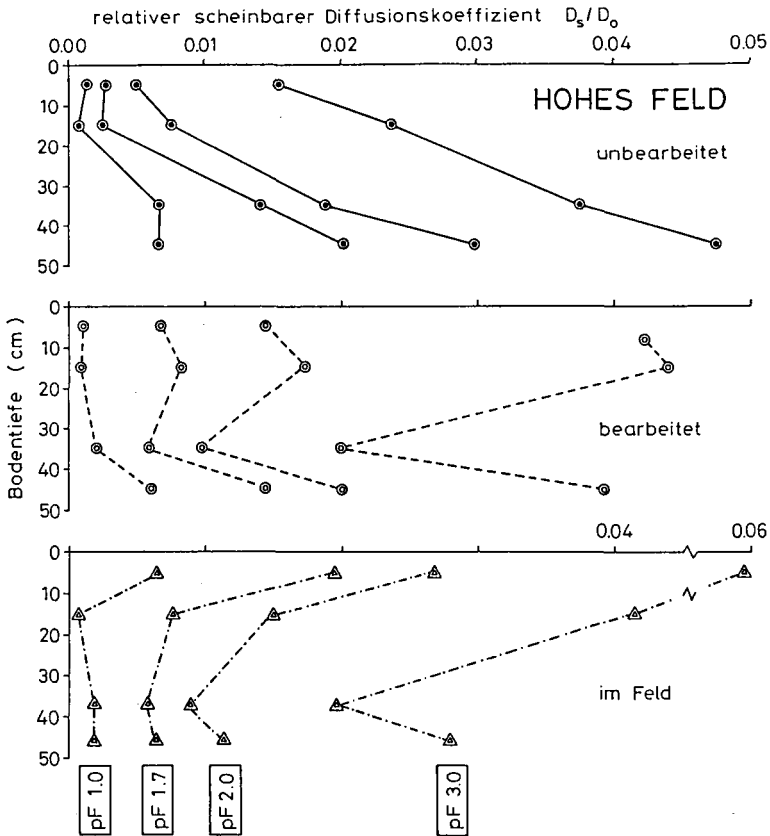


Abb. 2: Relativer scheinbarer Diffusionskoeffizient (D_s/D_0) nach vier Entwässerungsstufen (pF 1.0; pF 1.7; pF 2.0; pF 3.0) in Abhängigkeit von der Bodentiefe für die Varianten "unbearbeitet", "bearbeitet" und "im Feld". (Hohes Feld, 1984)

b) Zusammenhang zwischen luftgefülltem Porenvolumen (E_L) und scheinbarem Sauerstoffdiffusionskoeffizienten (D_s)

Beim Vergleich der Abb. 1 mit 2 fällt der enge Zusammenhang zwischen luftgefülltem Porenvolumen und Diffusionskoeffizienten ins Auge. Daher wurden für jede Bearbeitungsvariante und jede untersuchte Bodenschicht Regressionen berechnet,

die diesen Zusammenhang wiedergeben. In Abb. 3 sind exemplarisch die Meßwerte und die dazugehörigen Regressionskurven der Varianten "Hohes Feld, un bearbeitet", -"bearbeitet" und -"im Feld" für die jeweilige Bodenschicht 2-7 cm dargestellt. In allen Fällen steigt mit zunehmendem luftgefüllten Porenvolumen der scheinbare Diffusionskoeffizient überproportional an. In den konventionell bearbeiteten Varianten wurden bei nennenswerten E_L -Anteilen sehr geringe Diffusionskoeffizienten bestimmt. Dagegen konnten in der un bearbeiteten Oberbodenschicht schon bei sehr geringen E_L -Werten bedeutsame Diffusionskoeffizienten ermittelt werden.

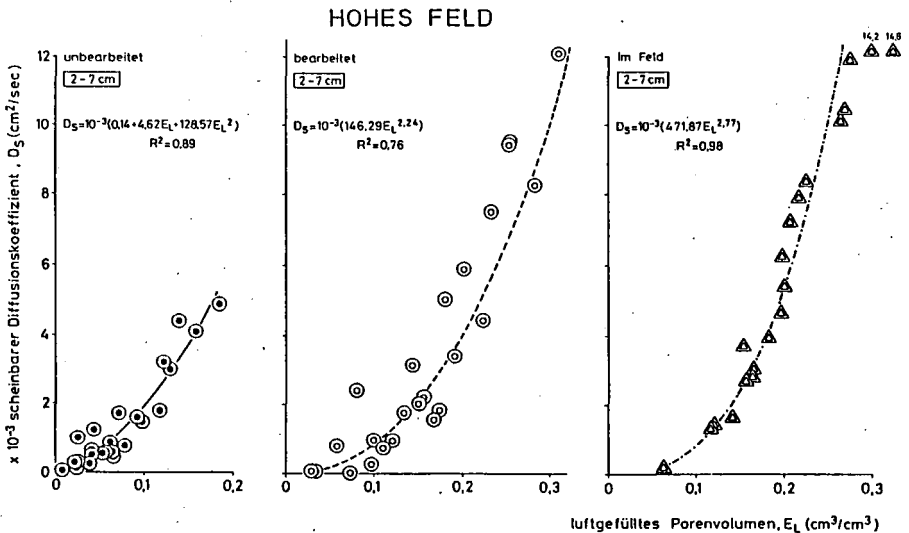


Abb. 3: Scheinbarer Diffusionskoeffizient (D_s) in Abhängigkeit vom luftgefüllten Porenvolumen (E_L) in der Bodenschicht 2-7 cm für die Varianten "un bearbeitet", "bearbeitet" und "im Feld". (Hohes Feld, 1984)

c) Porenkontinuität ($1/\tau$) in Abhängigkeit vom luftgefüllten Porenvolumen (E_L)
 Durch Umstellen der Gleichung (1) erhält man

$$\frac{1}{\tau} = \frac{D_s}{E_L \cdot D_0} \quad (2)$$

In Gleichung (2) können die Regressionsgleichungen $D_s = f(E_L)$ eingesetzt werden, so daß eine funktionale Beziehung zwischen luftgefülltem Porenvolumen und Porenkontinuität zu bestimmen ist. Die Kurven der Funktionen werden in der Abb.4 über die Bereiche gefundener E_L -Werte für einzelne Bearbeitungsvarianten darge-

stellt. In der Bodenschicht 2-7 cm zeigt die Variante "unbearbeitet" bei geringen luftgefüllten Porenvolumina höhere Porenkontinuitäten als die Varianten "bearbeitet" und "im Feld", zwischen denen es keine großen Unterschiede gibt. Mit zunehmenden E_L verringert sich der Abstand der Porenkontinuitäten zwischen den unbearbeiteten und den konventionell bearbeiteten Varianten.

HOHES FELD

- unbearbeitet
- - - bearbeitet
- · - im Feld

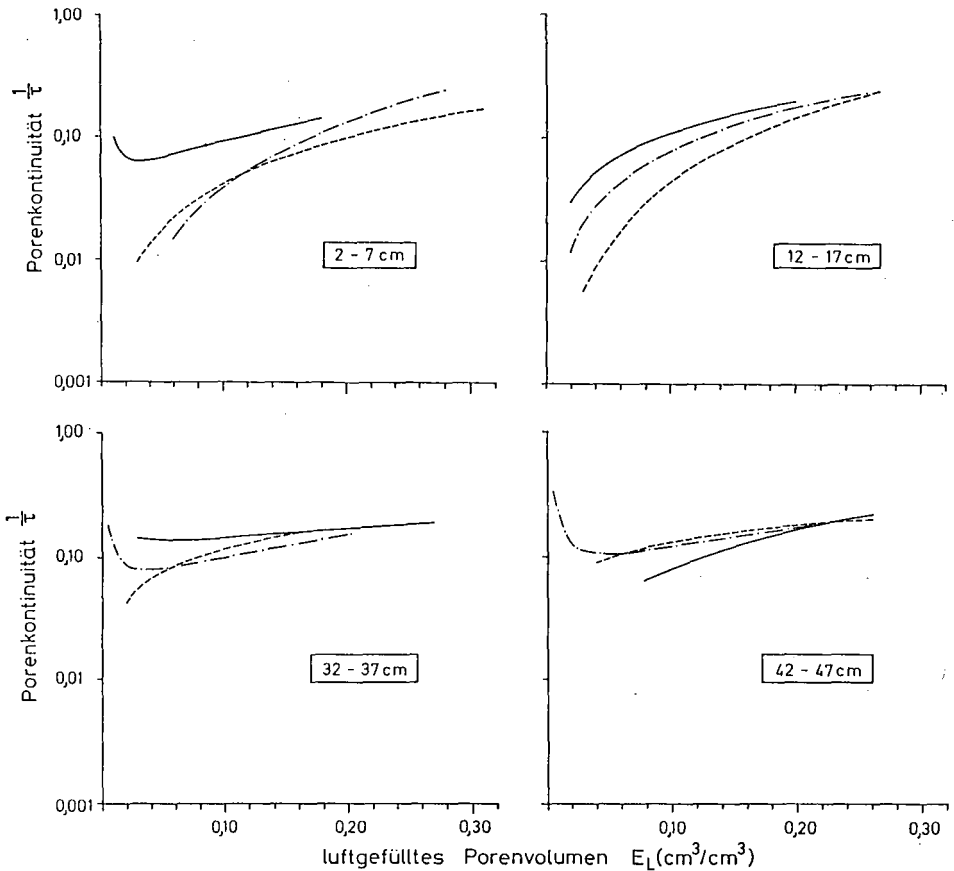


Abb. 4: Porenkontinuität $\frac{1}{\tau}$ in Abhängigkeit vom luftgefüllten Porenvolumen (E_L) in den Bodenschichten 2-7 cm, 12-17 cm, 32-37 cm und 42-47 cm für die Varianten "unbearbeitet", "bearbeitet" und "im Feld". (Hohes Feld, 1984)

In der Bodenschicht 12-17 cm steigen in allen drei Bearbeitungsvarianten mit zunehmenden E_L die Porenkontinuitäten gleichermaßen an, wobei die Kurve der Variante "unbearbeitet" oberhalb der anderen Varianten verläuft. An der Bearbeitungsgrenze zeigten die Varianten "bearbeitet" und "im Feld" im Bereich geringer luftgefüllter Porenvolumina niedrigere Porenkontinuitäten als die Variante "unbearbeitet". Mit ansteigendem E_L nähern sich die Kurven an. Im Unterboden (42-47 cm) werden Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten nicht mehr deutlich.

Schlußfolgerung

Durch konventionelle Bodenbearbeitung werden das Gesamtporenvolumen und die Grobporenanteile (Porendurchmesser $> 30 \mu\text{m}$) im Krumbereich gegenüber "unbearbeitet" erhöht. Sind diese Porenanteile wasserfrei, liegen die Diffusionskoeffizienten der bearbeiteten Krumschicht deutlich über denen des unbearbeiteten Oberbodens. In einem Boden ohne jede Bearbeitung können bei sehr geringen luftgefüllten Porenanteilen vergleichsweise höhere Diffusionskoeffizienten bestimmt werden als im konventionell bearbeiteten Boden. Wendende Bodenbearbeitung vermindert im Bereich geringer luftgefüllter Porenvolumina gegenüber "unbearbeitet" die Porenkontinuität.

Literatur

RICHTER, J. und GROSSGEBAUER, A.; 1978: Untersuchungen zum Bodenlufthaushalt in einem Bodenbearbeitungsversuch. 2. Gasdiffusionskoeffizienten als Strukturmaße für Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 141: 181-202.