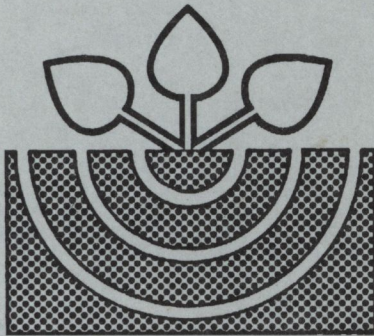


MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 80

1996

ISSN - 0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Unredigierte Mitgliederinformationsschrift

- Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung der
jeweiligen Autoren -

MITTEILUNGEN
der
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Band 80

1996

M I T T E I L U N G E N

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN

GESELLSCHAFT

Referate

Sitzung des Arbeitskreises Paläopedologie
"Paläoböden und Stratigraphie des Mittel- und Jungquartärs im
Mitteldeutschen Trockengebiet"

25.05.1995

JENA

Referate

Sitzung der Arbeitsgruppe Bodenschutz
"Stoffliche Bodenbelastungen"

07. u. 08.05.1996

LEIPZIG

Referate

Sitzung des Arbeitskreises Humusformen
Humusformenkolloquium 1996

22. - 24.08.1996

FRIEDRICHSMOOR

Referate

Sitzung der Arbeitsgruppe Ungesättigte Zone
12. u. 13.09.1996
RAUISCHHOLZHAUSEN

Referate

Sitzung der Kommission I
"Materialfunktion: ihre Bedeutung, Messung und Verifikation"
19. u. 20.09.1996
HOHENHEIM

Band 80

1996

INHALT

Band 80

Seite

PALÄOBÖDEN UND STRATIGRAPHIE DES MITTEL- UND JUNGQUARTÄRS IM MITTELDEUTSCHEN TROCKENGEBIET

Mania, D.	Zur Stratigraphie des Mittel- und Jungquartärs im mittleren Elbe-Saalegebiet	3
Rau, D.	Rezente und fossile Lößböden in Thüringen	7
Altermann, M.	Rezente und fossile Böden im südlichen Sachsen-Anhalt	11

STOFFLICHE BODENBELASTUNGEN

Delschen, Th.; Bertges, W.-D.	NRW-Empfehlungen zur Bodenüberdeckung bei der Sicherung schadstoffbelasteter Böden	17
Hartmann, K.-J.; Kainz, W.	Ableitung der Eignung von Böden für Klärschlammabfuhrung auf Basis der BÜK 200 Land Sachsen-Anhalt	21
Litz, N.	Vorschlag zur Beurteilung und Auswahl einer optimalen bodenschonenden Sanierungstechnik anhand von Verfahrens-, Standort- und Schadstoffeigenschaften	25
Grunewald, K.	Probleme großräumiger Bodenkontaminationen aus wirtschaftlicher und politisch-rechtlicher Sicht	29
Gehrt, E.; Hindel, R.; Weidner, E.	Abschätzung geogener Schwermetallgehalte in Böden und eine Anleitung zur flächenhaften Erfassung von Schwermetallen	33
Steinert, P.	Erarbeitung substratbezogener Schwermetallhintergrundwerte Thüringer Böden - Vorgehen und Ergebnisse	37
Joneck, M.; Prinz, R.	Berücksichtigung nicht nachweisbarer Stoffgehalte bei der Ableitung von Hintergrundwerten für organische Problemstoffe in Böden	41
Opp, Ch.	Stoffliche Bodenbelastungen im Ballungsgebiet Halle-Leipzig - Überblick und räumliche Differenzierung	45
Hembrock-Heger, A.	Schadstoffgehalte in Überschwemmungsgebieten im Einflußbereich des Bergbaus	49
Neite, H.; Reinirkens, P.	Flächenhafte Darstellung der stofflichen Belastung von Böden in digitalen Bodenbelastungskarten	53
Smettan, U.; Ehrig, Ch.; Heinze, S.	Bodenbelastungen durch Verkehrsimmissionen auf Spielplätze in Berlin	57
Schweikle, V.	Schadstoffbelastung an Straßen	61

	Seite
Mansfeldt, T.; Müller, S. B.	Cyanid-Belastung von zwei Böden unterschiedlichen Stoffbestandes eines Kokerei-Altstandortes im Ruhrgebiet 65
Gierse, R.	Schadstoffkataster der Stadt Wuppertal 69
Kloser, R.; Golze, W.	Der Transfer von Blei, Cadmium, Arsen und Quecksilber in einem Überschwemmungsgebiet der Elbe 73
Mönicke, R.; Klose, R.; Kurzer, J.	Schwermetalltransfer auf Praxisschlägen und Schlußfolgerungen für die landwirtschaftliche Abfallverwertung - dargestellt am Beispiel Cd und Pb 77
Laves, D.; Dittrich, B.; Klose, R.; Mönicke, R.	Schwermetalltransfer Boden-Pflanze als Beurteilungskriterium für Bodenschutzmaßnahmen 81
Mayer, S.	Biologische Kennzeichnung stofflicher Bodenbelastungen 85
Schmidt, M.W.I.; Knicker, H.; Kögel-Knabner, I.	Einfluß organischer industrieller Immissionen auf die organische Substanz in Böden 89
Raber, B.; Kögel-Knabner, I.	Abschätzung des Verhaltens von PAK in Böden unter dem Einfluß von DOM (gelöster organischer Substanz) unterschiedlicher Herkunft 93
Döring, U.; Marschner, B.	Einfluß der Lösungsbedingungen auf die Mobilität organischer Schadstoffe in Böden 97
Marschner, B.; Baschien, C.; Brose, A.	Die Rolle der biologischen Aktivität bei der Freisetzung von PCB 52 aus einem Rieselfeldboden 101
Kratz, W.; Klepka, S.	Die Wirkung von BaP und PCB-52 in Rieselfeldböden auf die Populationsentwicklung von <i>Folsomia candida</i> (Willem 1902) (Collembola, Insecta) 105
Kördel, W.; Rönnefahrt, I.	Bedeutung des Makroporenflusses für den Austrag von Pflanzenschutzmitteln auf drainierten Flächen 109
Stange, F.; Nordmeyer, H.; Dieckrüger, B.	Herbizidverlagerung in Böden mit Makroporen - Lysimeterstudie und Simulation 113
Heinrich, K.; Schulz, E.	Aufnahme ausgewählter Organochlorpestizide (CKW) aus einer Tieflehm-Fahlerde und einer Löß-Schwarzerde durch Mais in einem Gefäßversuch 117
Syhr, M.; Hanschmann, G.; Heber, R.	Organische Rückstände in landwirtschaftlich genutzten Überflutungsgebieten Sachsens 121
Kurzer, H.J.; Bufe, J.; Suntheim, L.	Untersuchungen zur Nitratbelastung landwirtschaftlich genutzter Böden in Sachsen 125
Kofalk, S. ; Wessolek, G.	Wasserhaushalt und räumliche Verteilung von N_{\min} -Gehalten auf Grundmoränenstandorte mit Reliefeinfluß 129

	Seite
Isermann, K.; Isermann, R.	Netto-C, N-, P-, S-Immobilisation und -Mineralisation vor dem Hintergrund der Optimierung von Bodenfruchtbarkeit und Düngung sowie des Bodenschutzes 133
Bluhm, M.; Reinirkens, P.	Digitale Bodenbelastungskarten 137
Christochowitz, S.; Reinirkens, P.	Dioxingehalte der Oberböden in Hamm/ Westfalen 141
Dittrich, B.	Ergebnisse zur Qualität landwirtschaftlich genutzter Klärschlämme in Sachsen (Zeitraum 1992-1995) 145
Frielinghaus, M.; Kühn, G.; Schäfer, H.	Erfahrungen mit konservierender Bodenbearbeitung hinsichtlich des Schutzes vor Wasser- und Winderosion 149
Klimanek, E.M.; Matejko, C.; Dreiling, M.; Rosche, O.	Einfluß anthropogener Belastungen auf die Biozönose des Bodens am Beispiel der Muldeauen 153
Mönicke, R.	Anforderungen an eine akzeptable landwirtschaftliche Klärschlammverwertung - Umsetzung im Freistaat Sachsen 157
Opp, Ch.; Borsdorf, H.; Hanschmann, G.	Zur Belastungssituation von Aueböden bei Bitterfeld mit Schwermetallen und Organika 161
Schulte, G.	Schadstoffe in Leipziger Böden 165
Schulz, E.; Klimanek, E.-M.	Verhalten von β -HCH in hochbelasteten Auenböden im Gebiet der Dessauer Muldeauen 169
Zander, Ch.; Streck, T.; Richter, J.	Räumlich variable Verlagerung des Herbizids Chlortoluron in einem Sandboden über Winter 173
Zauner, G.; Stahr, K.	Schwermetalle in Böden - Abgrenzung und Bewertung von anthropogenen Belastungen unter Berücksichtigung der Bindungsformen 177

HUMUSFORMENKOLLOQUIUM 1996

Blume, H.-P.; Beyer, L. I	Zur Definition von Humusformen ackerbaulich genutzter Böden I. Diagnostische Merkmale 183
Beyer, L.; Blume, H.-P.	Zur Definition von Humusformen ackerbaulich genutzter Böden II. Quantität und Qualität der organischen Bodensubstanz 187
Wachendorf, C.; Weber, N.; Blume, H.-P.	Humuskörper unter landwirtschaftlicher Nutzung - Vergleich eines Acker- und eines Grünlandstandortes 193
Wiechmann, H.	Sinn und Möglichkeiten der Klassifizierung von Ackerhumusformen 197
Babel, U.	Zum Stand unseres Nicht-Wissens über Humusformen 201

		Seite
Kopp, D.; Dieckmann, O.; Konopatzky, A.	Methode der Humusformenansprache bei der forstlichen Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland	205
Milbert, G.	Zur Gliederung der Waldhumusformen in der Bodenkundlichen Kartieranleitung und der Forstlichen Standortsaufnahme	217
Michel, R.	Standort- und bewirtschaftungsabhängige Zustände des Oberbodens auf Ackerböden	221
Siewert, Ch.	Ansätze zu einer allgemeinen Qualitätsbewertung der organischen Bodensubstanz in Mineralböden	225
Kopel-Lamparski, A.; Lamparski, F.	Lackabzüge und Morphologie von Humusprofilen	229

DER ARBEITSGRUPPE UNGESÄTTIGTE ZONE

Bach, M.	Diffuse Stoffeintragspfade in Fließgewässer - Wirkungen von Nutzungsänderungen	235
Emmerling, Ch.; Schróder, D.	Vergleich ökologischer und konventioneller Nutzung: charakteristische Auswirkungen auf biologische und chemische Bodenparameter	237
Isermann, K.; Isermann, R.	Anforderungen, Ausgangssituation, Lösungsansätze und Aussichten für eine nachhaltige Landnutzung aus Sicht des Nährstoffhaushaltes	241
Kofalk, S.; Kröhn, S.	Anforderungen an die Bodenkunde, Umweltplaner und Landwirte bei der künftigen Planung von Landnutzungsänderungen - Ein Diskussionsbeitrag	245
Roth, D.	Vergütung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft im Agrarraum weshalb und wie?	249
Schindler, U.; Wegehenkel, M.; Müller, L.; Eulenstein, F.	Wirkung von Böden und Fruchtarten auf die Grundwasserneubildung pleistozäner Ackerstandorte Ostbrandenburgs	253
Schlagheck, H.	Die zukünftige Nutzung land- und forstwirtschaftlicher Flächen vor dem Hintergrund der europäischen und nationalen Agrarpolitik	255
Thomsen, V.	Dauerhafte naturschützende Nutzungssysteme und ihre langfristige Finanzierung an Hand eines Beispiels	259
Weise, G.; Fechner, M.	Auswirkungen von gegenwärtigen und absehbaren Nutzungsänderungen von Niedermoorstandorten auf Boden, Grundwasser und Pflanzenbestand	263

MATERIALFUNKTION: IHRE BEDEUTUNG, MESSUNG UND VERIFIKATION

Roth, K.	Zur Bedeutung von Materialfunktionen	269
Plagge, R.	Einsatz von TDR bei der Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit zweier Böden in Abhängigkeit von Wassergehalt, Ionenzusammensetzung und Ionenkonzentration	275
Scherzer, J.; Schaaf, W.; Hüttl, R.F.	Eignung von FDR- und TDR- Sonden zur Erfassung der Bodenfeuchte in Kippsubstraten mit erhöhter elektrischer Leitfähigkeit	279
Bachmann, J.; Buhrke, A.; Fischer, W.R.	Einfluß der Partikelladung auf den kf-Wert eines sedimentierten Tons	283
Dury, O.; Schulin, R.	Dependence of unsaturated flow and transport properties on the solute surface tension -Laboratory experiments and modeling	287
Vogel, H.J.	Die Kontinuität des Porenraumes in Abhängigkeit der Porengröße - eine morphologische Materialfunktion	291
Buczko, U.; Gerke, H.H.	Tortuositätskonzepte und ihre Anwendung in Transportmodellen bei variabler Sättigung des Porenraums	295
Ott, J.; Haubold, M.; Huwe, B.	Messung und Parametrisierung von Gasdiffusionskoeffizienten in Böden	299
Kellermann, S.; Totsche, K.U.; Huwe, B.	Binärer und ternärer Kationenaustausch in Batch- und Diffusionssäulenversuchen	303
Hartmann, A.; Gräsle, W.; Horn, R.	Die Abhängigkeit der Kationenaustauschprozesse von der Bodenstruktur und der Bodenfeuchte	307
Schmidt, M.; Bohne, K.	Spezielle Lösungen der Richardsgleichung	311
Bohne, K.; Wessolek, G.; Neumann, A.-K.	Einige Erfahrungen mit der erweiterten MUALEM-VAN-GENUCHTEN-Leitfähigkeitsfunktion und der Ermittlung ihrer Parameter aus Infiltrationsmessungen	315
Schultze, B.; Zurmühl, T.; Durner, W.	Untersuchung der Hysterese hydraulischer Funktionen von Böden mittels inverser Simulation	319
Junkersfeld, L.	Über die Gültigkeit von Materialfunktionen, am Beispiel von pF/WG-Funktionen	323
Gräsle, W.; Nissen, B.	Bestimmung der Vorbelastung bei verhinderter und zugelassener Seitendehnung - Teil I: Theoretische Grundlagen und Auswertungsverfahren	327

		Seite
Nissen, B.: Gräsele, W.	Bestimmung der Vorbelastung bei verhinderter und zugelassener Seitendehnung - Teil II: Experimentelle Ergebnisse	331
Baumgartl, Th.	Zugspannungen - meßtechnische Erfassung und Berechnung	335
Gebissa, A.: Bohne, K.	Ein Beitrag zur Ermittlung mechanischer und hydraulischer Parameter ausgewählter Tonsubstrate	337
Eckelt, T.: Richter, J.	Bestimmung der Variabilität der hydraulischen Funktionen im Feldmaßstab	341
Jene, B.	Räumliche Aspekte von Wasser- und Stoffflüssen durch einen definierten Bodenquerschnitt	345
Köhne, M.: Gerke, H.H.	Kalibrierung eines Dual-Porositätsmodells zur Beschreibung präferentieller Tracerverlagerung im Bodensäulen- und Feldexperiment	349
Hammel, K.	Näherung für die asymptotische Dispersivität in ungesättigten, heterogenen Medien bei stationärem Fluß	353
Haberbosch, C.: Priesack, E.	Einfluß der Wärmeleitfähigkeit auf die Simulation der Bodentemperatur	357
Böttcher, H.: Springob, G.	Räumliche Variabilität von Schwermetall-Sorptionsisothermen im Ap-Horizont von Sandböden auf der Schlag- und Gebietskala	361

M I T T E I L U N G E N

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

Referate

Sitzung des Arbeitskreises Paläopedologie

**"Paläoböden und Stratigraphie des Mittel- und Jungquartärs im
Mitteldeutschen Trockengebiet"**

25.05.1995

JENA

Band 80

1996

Zur Stratigraphie des Mittel- und Jungquartärs im mittleren Elbe-Saalegebiet

von

Mania, D.*

In letzter Zeit wurden zwei quartäre Abfolgen des mittleren Elbe-Saalegebietes besonders intensiv untersucht: Die eine Abfolge betrifft die Terrassen-Travertin-Sequenz im unteren Wippertal in der Umgebung der altpaläolithischen Fundstelle bei Bilzingsleben (Nordrand des Thüringer Beckens), die andere eine zyklische Abfolge im Tagebau Schöningen, der in der südwestlichen Randsenke des Staßfurt-Helmstedter Sattels am Fuße des Elm liegt (MANIA, 1994). Beide Abfolgen ergaben unabhängig voneinander die Gliederung der Zeit nach der Elstervereisung in sechs klimatisch gesteuerte Großzyklen mit insgesamt sechs voll entwickelten Interglazialen/Warmzeiten, welche jeweils durch echte glaziale Phasen bzw. Kaltzeiten mit Merkmalen arktischen Klimas, wie Dauerfrostboden, Froststrukturen (z.B. Eiskeilhorizonte) und Lößbildung getrennt werden. Entsprechend konnten mit Hilfe von pflanzlichen Makroresten, Pollenanalysen, Mollusken-, Ostracoden-, Klein- und Großvertebratenfaunen für die Warmzeiten mindestens gemäßigte Klimaverhältnisse (Eichenmischwald-Klima), in den meisten Fällen sogar mit mediterranem Einfluß, für die Kaltzeiten Tundren- und Lößsteppenklime nachgewiesen werden, so daß die Natur dieser Abfolgen als Ausdruck quartärer Klimagrundzyklen und somit als stratigraphischer Leithorizonte gesichert ist.

Die Zyklen wurden „Bilzingsleben I - VI“ und „Schöningen I - VI“ genannt. Sie entsprechen im wesentlichen einander, sie überschneiden sich nur in ihren Abgrenzungen. So beginnen die Bilzingslebener Folgen jeweils mit einer frühglazialen Phase mit Erosion, Schottertransport und Schotterakkumulation. Es folgt eine hochglaziale Phase mit Dauerfrostboden und Lößbildung. In einer spätglazialen Phase schneidet sich der Fluß in den Schotterkörper ein und schafft so das Ausgangsniveau für die warmzeitliche Sedimentation. Diese umfaßt die letzte Phase und besteht im Falle des Wippertales bei Bilzingsleben vorwiegend aus Travertinkomplexen und damit verbundenen warmzeitlichen fluviatilen Ablagerungen.

Die Schöninger Zyklen beginnen jeweils in einer spätglazialen Phase während der Auflösung des

* Friedrich-Schiller-Universität, Forschungsstelle Bilzingsleben, Löbdergraben 24a, 07745 Jena

hochglazialen Dauerfrostbodens mit Erosion und Rinnenbildung. Während der nachfolgenden warmzeitlichen Phase bilden sich in den Rinnen flache stehende Gewässer mit limnisch-telmatischer, organogen geprägter Sedimentation. Diese führt gelegentlich bis zu frühglazialen Interstadialbildungen. Außerhalb der Becken bildeten sich Bodenkomplexe. In der frühglazialen Phase werden vor allem schluffige, sandige, gelegentlich auch kiesige Sedimente in die Becken eingetragen. Es folgt die hochglaziale Phase mit Lößbildung, Dauerfrostboden und der Bildung einer Denudationsfläche.

Im Elster-Komplex sind zwei glaziale Zyklen zu verzeichnen. Die Vereisung des ersten erreichte das Thüringer Becken, die des zweiten die Linie Unstrutmündung - Unterharz. Die ältere Vereisung ist mit der 45-50 m - Terrasse verbunden. Im jüngeren Teil der Elsterzeit entstand ein Talboden mit Schotterakkumulation bei 35 m über der Aue. Er ist im Sinne des zyklischen Ablaufs der Klimaereignisse und der damit verbundenen geologischen Phänomene eine frühglaziale Bildung und keine „spätsterzeitliche“, als die er immer angesprochen wird. Wahrscheinlich gilt das auch für die „spätsterzeitlichen“ Interstadiale des Schöninger Nordfeldes. Mit der Schotterakkumulation bei 35 m beginnt der Bilzingslebener Zyklus I (35 m - Terrasse).

Für die Zeit zwischen Elster- und Saalevereisung wurden allein drei Zyklen nachgewiesen (Bilz. I-III, Schön. I-III). Bei Bilzingsleben werden beide Vereisungen nicht nur durch glazigene Ablagerungen, sondern vor allem durch die mit den Vereisungen in Verbindung stehenden sog. „Vereisungsterrassen“ (früherster- und frühsaalezeitliche Terrasse) gekennzeichnet. Im Tagebau Schöningen werden die drei Zyklen von der glazialen Serie der Elstervereisung unter- und von jener der Saalevereisung überlagert. Es handelt sich bei der Saalevereisung jeweils um die Saalevereisung im engeren Sinne, also um den Hauptvorstoß (Drenthe, Saale I). Die Warmzeit III, die der Saalevereisung unmittelbar vorausgeht, ist der Dömnitzwarmzeit gleichzusetzen, was vor allem die Pollenanalysen der entsprechenden Folge in Schöningen gezeigt haben. Die Vegetationsentwicklung der mittleren Warmzeit (II) entspricht weder der Dömnitz- noch der Holsteinwarmzeit. Für die Holsteinwarmzeit kommt nur die ältere Warmzeit (I), die unmittelbar auf die Elsterkaltzeit folgt, in Frage.

Der Saalevereisung im engeren Sinne folgen drei weitere Zyklen (IV-VI). Die letzte enthält das Holozän (VI), die vorletzte die Eemwarmzeit (V), die Warmzeit IV aber unterteilt die Saalezeit und ist als eine „intrasaalezeitliche“ Warmzeit anzusprechen.

Datierungen

- Zyklus I:** Travertin von Brüheim U-234/Th-230 = 400 000 a (BRUNNACKER et al., 1983)
- Zyklus II:** Travertin von Bilzingsleben U-234/Th-230 = 320 000, 340 000 und 350 000 a, ESR = 375 000 a, 425 000 a.
Zahnschmelzproben vom Waldnashorn aus dem Travertin von Bilzingsleben: ESR = 282 000 - 414 000 a (Mittelwerte) (SCHWARCZ et al., 1988)
- Zyklus IV:** Travertin von Ehringsdorf - Unterer Travertin: U-234/Th-230 = 159 000-244 000a, Mittelwert 197 000 a (BRUNNACKER et al., 1983); 196 000 - 209 000 a, Mittelwert 202 000 a (BLACKWELL & SCHWARCZ, 1986). ESR = 127 000 - 200 000 a, Mittelwert 170 000 a (SCHWARCZ et al., 1988).
Travertin von Ehringsdorf - Oberer Travertin: U-234/Th-230 = 121 000, 132 000, 212 000 a (BRUNNACKER et al., 1983); 155 000 und 156 000 a (BLACKWELL & SCHWARCZ, 1986). ESR = 115 000, 124 000, 125 000 a (SCHWARCZ et al., 1988)
Limnische Serie von Neumark-Nord: TL = 200 000 a (ZÖLLER & KARELIN, 1983)
- Zyklus V:** Travertin von Burgtonna: U-234/Th-230 = 101 000 - 111 000 a.
Travertin von Taubach: U-234/Th-230 = 111 000 - 116 000 a.
Travertin von Weimar: U-234/Th-230 = 115 000, 118 000 a (BRUNNACKER et al., 1983)

Literaturauswahl

- BLACKWELL, B.; SCHWARCZ, H.P. (1986): U-series analyses of the Lower Travertine at Ehringsdorf, DDR.- Quaternary Research 25, 215-222, Washington.
- BRUNNACKER, K.; JÄGER, K.-D.; HENNIG, G.J.; PREUSS, J.; GRÜN, R. (1983): Radiometrische Untersuchungen zur Datierung mitteleuropäischer Travertinvorkommen.- Ethnograph. - Archäol. Z. 24, 217-266, Berlin.
- ERD, K. (1994): Zur Alterseinstufung des Fundhorizonte von Bilzingsleben.- Ethnograph. - Archäol. Z. 34, 580-581, Berlin.
- MAI, H.D. (1990): Zur Flora des Interglazials von Neumark-Nord, Kreis Merseburg.- Veröff. Landesmus. Vorgesch. Halle, 43, 159-160, Berlin.
- MANIA, D (1970): Zur stratigraphischen Neugliederung des Mittelpleistozäns im Saalegebiet.- Petermanns Geogr. Mitt, 114, 186-194, Gotha.
- MANIA, D. (1992): Neumark-Nord - ein fossilreiches Interglazial im Geiseltal.- Cranium, 9, 53-76, Utrecht.
- URBAN, B. (1995): Vegetations- und Klimaentwicklung des Quartärs im Tagebau Schöningen.- In: THIEME, H.; MAIER, R.: Archäologische Ausgrabungen im Braunkohlentagebau Schöningen, Landkreis Helmstedt. 44-56, Hannover.
- SCHWARCZ, H.P.; GRÜN, R.; LATHAM, A.G.; D.; MANIA, D.; BRUNNACKER, K. (1988): The Bilzingsleben archaeological site: new dating evidence.- Archaeometry 30, 5-17, London.

Rezente und fossile Lössböden in Thüringen

von

Rau, D.*

Löß ist im Thüringer Becken (Abb. 1) weit verbreitet. In seinem inneren Bereich ist er - sieht man von den Flußauen ab - nahezu flächendeckend nachgewiesen. Dieser innere Bereich des Thüringer Beckens ist i. w. identisch mit dem Ausstrich des Keupers als der jüngsten triassischen Formationsstufe. Er stellt einen Teil des mitteleuropäischen Trockengebietes mit Jahresniederschlägen unter 500 mm dar. Die Mächtigkeit des Lösses beträgt hier sehr oft über 2 m; sie kann allerdings an nord- bzw. ostexponierten Hängen bis zu 10 m und mehr erreichen.

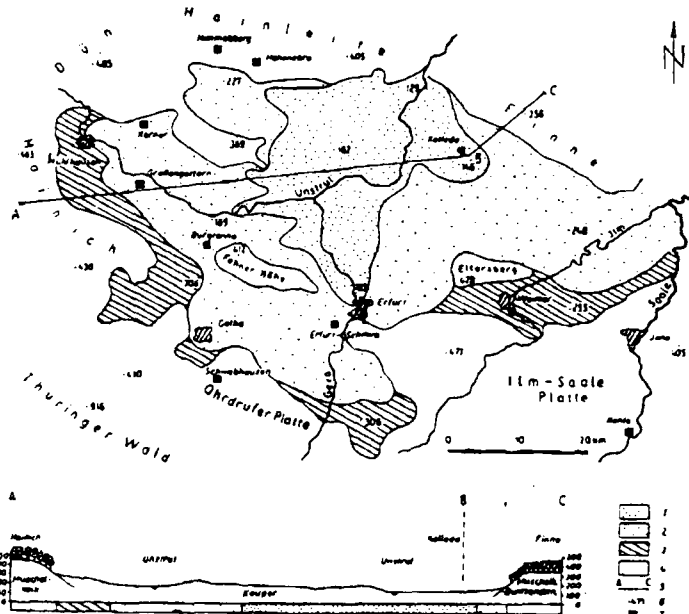


Abb.: 1. Verbreitungsaareale ungestörter Lössböden im Thüringer Becken

1 - Typischer Tschernosem; 2 - Braunerde-Tschernosem; 3 - Parabraunerde-Tschernosem; 4 - Parabraunerde und Pseudogley-Parabraunerde; 5 - Profilschnitt A-B-C; 6 - Höhenangaben in m über NN; 7 - Lagepunkte der Aufnahmestellen mit fossilen Bodenhorizonten im Löß

In den das innere Thüringer Becken allseitig umgebenden höhergelegenen Landschaften des Muschelkalkes (Ilm-Saale-Platte, Ohrdruffer Platte, Hainleite, Dün, Hainleite) sowie - noch weiter nach außen - des Buntsandsteins dünnt der Löß in seiner Verbreitungsquote aus. Er ist aber noch immer verhältnismäßig reichlich vertreten und kann, ebenso wie im Keupergebiet, in großer Mächtigkeit vorliegen. Die höhere Lage der Randgebiete geht mit einer Klimadifferenzierung einher (Tab. 1).

Nach den durchgeführten Untersuchungen (RAU 1965) kann davon ausgegangen werden, daß zu Beginn der postglazialen Bodenentwicklung in den meisten der von Löß eingenommenen Gebiete ein i. w. gleichartig beschaffenes Substrat vorlag. Dies trifft in höherem Maße für die Keuper- und Muschelkalk-Austrichbereiche (Lössse mit 12 - 15 % CaCO₃, Tongehalt 22 - 25 %) zu. Im Buntsandsteingebiet sind die Lössse kalkärmer (< 10 % CaCO₃), sandhaltig und tonärmer.

*07745 Jena, Ammerbacher Straße 98 c

Gebiet	N (mm)	t (°C)	Boden
Innerer Teil des Thüringer Beckens (Raum um die mittlere Unstrut) Zentrales Trockengebiet	< 500	> 8,5	Typischer Tschernosem
Übergangsgebiet, innerer Bereich	500 - 550		Braunerde-Tschernosem
Übergangsgebiet, äußerer Bereich	550 - 600		Parabraunerde-Tschernosem
Gebiet der Höhenzüge und Randplatten	> 600	< 8,0	Parabraunerde, Pseudogley-Parabraunerde

Tabelle 1: Verbreitung der Lössböden in Abhängigkeit von Niederschlag und Lufttemperatur (vgl. Abb. 1)

Rezente Lössböden Morphologie und Verbreitung

Seit der Ablagerung des äolischen Substrates im Hochglazial der letzten Kaltzeit entwickelten sich in dem Untersuchungsgebiet typologisch unterschiedliche Böden.

- Typischer Tschernosem**
A_h-Horizont durchschnittlich 70 - 80 cm mächtig, karbonatfrei bzw. schwach karbonathaltig infolge sekundärer Ausscheidung von CaCO₃; Krümel- bis Schwammgefüge; annähernd volle Basensättigung (V = > 90 %); fast ausschließlich unter Ackernutzung.
- Braunerde-Tschernosem** (Koeffizient der Tonwerte B_h/A_h < 1,0)
A_h-Horizont im Aufbau und in seinen Eigenschaften im wesentlichen wie a); zwischen A_h- und C-Horizont ist der für Braunerde typische B_g-Horizont mit durchschnittlicher Mächtigkeit von 20 cm zwischengeschaltet; wie a) fast ausschließlich unter Ackernutzung; a) und b) bilden zusammen Standorte höchster landwirtschaftlicher Leistungsfähigkeit (Bodenwert nach der Bodenschätzung > 80).
- Parabraunerde-Tschernosem** (Koeffizient der Tonwerte B_h/A_h = ca. 1,3)
A_h-Horizont im Durchschnitt etwa 60 cm mächtig, im Vergleich zu a) und b) meist etwas geringerer Humusgehalt und reduzierter Tongehalt; bröckelig-brockiges Gefüge geht nach der Tiefe in Polyedergefüge über; nach Übergangshorizont folgt B_g-Horizont mit vorwiegend matt-dunklen Tonhäutchen auf den Flächen der kantigen Aggregate; ohne Düngungseinfluß stets erheblich niedrigere Basensättigung als a) und b); vorwiegend unter Ackernutzung, kleinflächig auch unter Wald; Bodenschätzungs-wertzahlen im allgemeinen um 70.
- Parabraunerde** (Koeffizient der Tonwerte B_h/A_h = ca. 1,8)
A_h-Horizont unter Laub-Mischwald nur wenige cm mächtig, humusreich (Moder); darunter A_g-Horizont bis etwa 30 - 45 cm mit meist deutlich horizontal-blättrigem Gefüge; oft Übergangshorizont A_g/B_g mit den Merkmalen beider Horizonte; B_g-Horizont mit leuchtend rotbraunen Tonhäutchen auf den kantigen Polyedern reicht meist nicht tiefer als 120 cm; niedriger V-Wert; als Ackerboden nach Aufkalkung beträchtlich leistungsfähig (Bodenschätzungswertzahlen im allgemeinen > 55).

Die Areale, in denen die verschiedenen Ausbildungsformen der Lössböden innerhalb Thüringens verbreitet sind, ordnen sich in charakteristischer Weise entsprechend den orographischen und klimatischen Bedingungen an (vgl. Abb. 1 und Tabelle 1).

Zur Genese

Die regionale Differenzierung in der Ausbildung der Lössböden könnte aus der Vegetationsentwicklung während der Postglazialzeit heraus zu erklären sein: Schwarzerde als charakteristische Bodenbildung unter Grasvegetation ließe auf Waldfreiheit während des Holozäns in ihrem Verbreitungsgebiet schließen. Ihre Abwandlung in Richtung auf den Lessivé-Boden (Parabraunerde) als ursprünglichem Waldboden führe zu der Annahme, daß in den Übergangslagen das Offenland von den Rändern her vom Wald erobert wurde. Dieses Konzept läßt sich mit dem Klimawandel vom ausgehenden Glazial bis ins Subatlantikum zwanglos in Übereinstimmung bringen.

Im Hinblick auf die Entstehung und Entwicklung der Schwarzerde ist die Frage nach dem Überdauern von waldfreien Arealen ("Steppeninseln?") vom frühen Spätglazial bis über das Boreal hinaus und die Frage nach der Waldausbreitung in den dem Boreal nachfolgenden Abschnitten zu stellen.

Zur Entwicklungsgeschichte wurde deshalb folgende Hypothese aufgestellt (RAU 1965):

Die Schwarzerde ist in Thüringen nicht grundsätzlich anders als in den Steppengebieten des Ostens (z.B. der Ukraine) entstanden. Nach ihrer Bildung in der warm-kontinentalen frühpostglazialen Periode (Präboreal bis Boreal) konnte sie sich lediglich in dem trockensten Kerngebiet Thüringens in ihrer ursprünglichen Form erhalten (Typ. Tschernosem).

Für den Lessivé (Parabraunerde) wird angenommen, daß er primär unter Waldvegetation entstanden ist. Wahrscheinlich durchlief er in der frühpostglazialen Periode das Stadium der Braunerde und entwickelte sich im Atlantikum bei nunmehr abwärts gerichteter Perkolationsstrom zum Boden mit im Profil differenzierter Textur.

Die klimatische Abstufung innerhalb des Thüringer Beckens wird sich ab dem Atlantikum dahingehend ausgewirkt haben, daß mit zunehmender Entfernung vom Kern des Trockengebietes das Schwarzerdeprofil durch Entkalkung und "Verlehmung" an Mächtigkeit gewann. Der braunerdeotypische B_g-Horizont bildete sich unterhalb des A_h-Horizontes heraus. Der Braunerde-Tschernosem konnte entstehen. Die noch heute bestehende Übereinstimmung der Merkmale des A_h-Horizontes zwischen Typischem Tschernosem und Braunerde-Tschernosem läßt vermuten, daß eine Bewaldung dieser Gebiete während der Postglazialzeit nicht eintrat.

Da in Parabraunerde-Tschernosem ("Schwarzerde mit Texturdifferenzierung") sowohl Merkmale des "Steppenbodens" (im A_h-Horizont), als auch des "Waldbodens" (im B_g-Horizont) nebeneinander beobachtet werden, ergibt sich die Vermutung, daß in seinem Verbreitungsgebiet eine nachträgliche Bewaldung erfolgt ist. Von den niederschlagsreicheren und kühleren Randgebieten des Thüringer Beckens wird der Wald im Atlantikum nach dessen Innerem zu vorgedrungen sein und dabei die lessivéartige Abwandlung der Schwarzerde bewirkt haben.

Fossile Lössböden

In Thüringen wurde vergleichsweise früh 1957 damit begonnen, die fossilen Verwitterungshorizonte in Lössaufschlüssen (vorwiegend in Ziegeleingruben, die aber heute nicht mehr bestehen) bodenkundlich zu untersuchen. Chemisch-physikalische Analysen sowie später auch mikromorphologische Befunde wurden ausgewertet. So konnte, ebenso wie in anderen Regionen Mitteleuropas, zur Klärung vor allem der Jungpleistozänstratigraphie beigetragen werden (UNGER u. RAU 1959, 1961; RAU u. UNGER 1964).

Die Lage der Lössprofile zeigt Abb. 1.

Die Aufschlußdokumentation mit stratigraphischer Gliederung einschließlich der Beschreibung und Analyse der fossilen Böden ist in den angeführten Publikationen niedergelegt.

In den meisten der bearbeiteten Profile konnte der Boden des Eem-Interglazials eindeutig identifiziert werden.

Für das Frühglazial (Altwürm) wurde ein intakter fossiler Boden in Körner vorgefunden. Er repräsentiert ein Interstadial innerhalb des älteren Abschnittes der Weichselkaltzeit. Die stratigraphische Zuordnung ist in Körner aufgrund der Lagebeziehungen zu den unter dem altwürmzeitlichen Löß lagernden Fluvialiten Tonen und Mergeln mit Schneckenfauna (Sedimente des Eem-Interglazials) exakt möglich. Äquivalente Bildungen wurden in anderen Lößabfolgen (Burgtonna, Höngeda, Großengottern) festgestellt.

Lediglich "Verdehungsazonen" (Profilabschnitte mit reduziertem oder fehlendem Kalkgehalt) wurden in dem "oberen Löß" (Hauptwürm) und hier auch nur in den im zentralen Becken gelegenen Abfolgen beobachtet.

Nach unseren Befunden kam es nur im Inneren des Thüringer Beckens im Altwürm zur Sedimentation von echtem Löß. Gleiches trifft für den ersten Abschnitt des Hauptwürms zu. In den heute niederschlagsreicheren Randgebieten finden sich für diese Perioden lediglich Fließerden, Schwemm- und Gleylöss. Erst im Hochglazial war dann die Zeit der allgemein verbreiteten äolischen Lößbildung.

Böden des Eem-Interglazials

Boden von Kahla

Die in der Ziegeleigrube Kahla (Lößabfolge am nordexponierten Hang über Buntsandstein; Gebiet der Höhenzüge und Randplatten vgl. Abb. 1 und Tab. 1) vorliegende Verwitterungsbildung repräsentiert aufgrund der Lagebeziehungen zu dem dreihöckalzeitlichen Mittelterrassenschotter eindeutig das Eem-Interglazial. Unter grau fleckigem Lehm mit zahlreichen FeMn-Konkretionen (A_2 -Horizont) folgt der etwa 1 m mächtige B_1 -Horizont, ein intensiv rotbrauner tonangereicherter Lehm in scharfkantig-polyedrischem Gefüge und mit ausgeprägten filmartigen Imprägnationen der Aggregate. Nach der Tiefe werden die Gefügekörper zunehmend unspezifisch. Die Grenze zum karbonatreichen Löß ist scharf. Insgesamt ist das Bodenprofil etwa 1,5 m mächtig, wobei die Grenze zum hangenden Schwemmlöß unendlich bleibt. Die abgelauene Verlagerung toniger Bestandteile kommt in den Werten der Fraktion < 0,002 mm deutlich zum Ausdruck. Der Koeffizient der Tonwerte B_1/A_2 beträgt 1,6.

Der mikromorphologische Befund stimmt in den Horizonten A_2 und B_1 einwandfrei mit rezenten, von Staunässe überprägter Parabraunerde überein. Der Unterschied besteht lediglich darin, daß bei dem entsprechenden rezenten Boden die Stärke der Anlagerungen doppelbrechender Substanz nicht erreicht wird.

Boden von Erfurt-Schmira

Erfurt-Schmira liegt in der Randzone des Trockengebietes (Mittel der Jahresniederschläge 510 mm, Jahresdurchschnittstemperatur 8,3 °C). Das fossile Verwitterungsprofil besteht aus einem schwarzbraunen, grau fleckigen A_1 -Horizont, auf den, nach einem Übergangshorizont ein rotockerbrauner B_1 -Horizont mit ausgeprägten filmartigen tonigen Imprägnationen folgt. Das Gefüge ist kantig-polyedrisch. Auffallend sind matt-dunkelbraun erscheinende, oft mehrere mm dicke Beläge an den Rändern größerer Klüfte. Vor Erreichen der scharfen Entkalkungsgrenze verlieren sich die Gefügemerkmale des B_1 -Horizontes allmählich. Auch in Erfurt-Schmira ist die Hagendgrenze des fossilen Bodens nicht eindeutig fixiert. Das Profil geht nach oben ohne Grenze in humosen Schwemmlöß über.

Folgerungen zur Genese

Bei einer Übertragung der für die rezenten Lößböden angenommenen Entwicklung auf die im Eem-Interglazial entstandenen Böden ergibt sich folgendes:

Der Boden von Kahla (Randgebiet des Thüringer Beckens) stellt primär einen Waldboden dar. Er entwickelte sich über das Stadium der Parabraunerde zur Pseudogley-Parabraunerde. Der Boden in Erfurt-Schmira (Randzone des zentralen Trockengebietes) entstand dagegen primär als Tschernosem (Steppenboden). Er wurde im Verlauf der Entwicklung in Richtung auf Parabraunerde (Waldboden) abgewandelt. Für das Eem-Interglazial könnte eine regionale Differenzierung der Lößböden innerhalb Thüringens ebenso anzunehmen sein, wie sie für die rezenten Ausbildungsformen angenommen wird. Diese Differenzierung könnte ebenso auf regional unterschiedlicher Vegetationentwicklung beruhen, so wie sie für die im Postglazial entstandenen (rezenten) Böden zu vermuten ist.

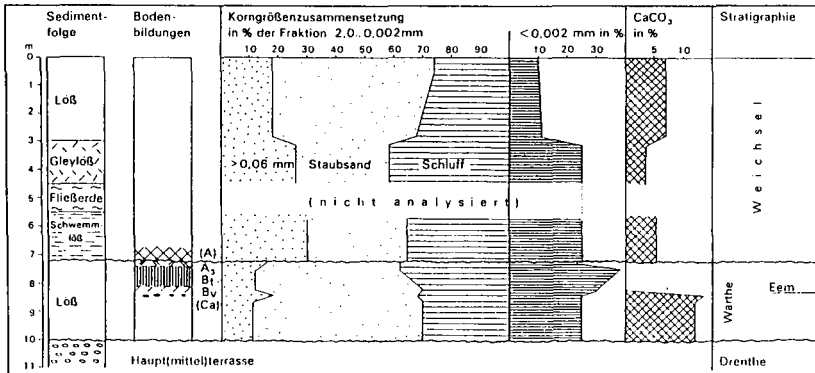


Abb. 2: Böden des Eem-Interglazials in der Ziegeleigrube Kahla (aus UNGER 1971)

Boden von Körner

Ebenso wie in Kahl a ergibt sich in Körner die stratigraphische Stellung des fossilen Verwitterungsprofils aus der geologischen Situation (UNGER & RAU 1961). Das Eem-Interglazial wird durch Wiesenermigel mit Conchylienfauna unter auelehmartigem fluvialtem Sediment vertreten. In dem darüberliegenden frühweischselzeitlichen Löß ist der Boden entwickelt. Sein gesamter Habitus unterscheidet sich recht deutlich von den beiden zuvor beschriebenen Bildungen: Ein schwarzbrauner 0,4 m mächtiger A_{H_1} -Horizont mit locker-schwammartigem Gefüge wird von einem gefügemäßig ebenso beschaffenem rötlich-ockerbraunem B_{V_1} -Horizont von 0,4 m Mächtigkeit abgelöst. Nach scharfer Entkalkungsgrenze folgt Löß, der stark mit $CaCO_3$ angereichert und mit Kalkkonkretionen ("Löbkündel") bis zu Faustgröße durchsetzt ist. Diese Konkretionen sind in situ gebildet, worauf ihre halbfesten, weißlich-mehligten Außenbezirke hinweisen.

Aufbau und Analysenwerte (sekundäre Tonbildung, aber *keine* Tonverlagerung; Koeffizient der Tonwerte $B_{V_1}/A_{H_1} = 0,98$) geben Veranlassung, diesen Boden als braunerartige Bildung zu betrachten.

Zur Genese des Bodens von Körner kann nur soviel gesagt werden, daß seine Entwicklung zweifellos anders als bei den eem-interglazialen Böden verlief. Die Erreichung seines Klimax unter relativ trockenen Verhältnissen ist wahrscheinlich (CaC-Horizont!).

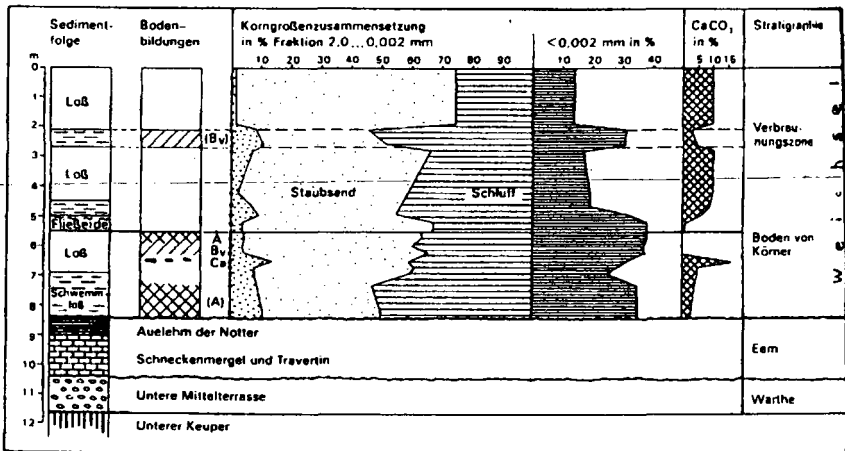


Abb. 3: Frühweischselzeitlicher Boden von Körner (aus UNGER 1971)

Literatur

- ALTERMANN, M. u. MANIA, D.: Zur Datierung von Böden im mitteldeutschen Trockengebiet mit Hilfe quartärgeologischer und geschichtlicher Befunde.- Albrecht Thaeer-Archiv 12, H. 7, S. 539 - 557, Berlin 1968
- LESSMANN-SCHOCH, U.: Pollenanalytische Ergebnisse zur Pedogenese von Rheintal-Tschernosemen und Smonicon in Rheinhessen.- Mainzer geowiss. Mitt. 15, S. 77 - 118, Mainz 1986
- RAU, D.: Untersuchungen zur Morphologie und Genese der Lößböden im Thüringer Becken.- Abh. Zentr. Geol. Inst. 4, Berlin 1965
- RAU, D.: Böden.- In: Geologie von Thüringen, Gotha 1971 (Hrsg. W. HOPPE u. G. SEIDEL)
- RÖSNER, U.: Die Mainfränkische Lößprovinz.- Erlanger geographische Arbeiten H. 51, Erlangen 1990
- SCHLÜTER, O.: Die Siedlungsräume Mitteleuropas in frühgeschichtlicher Zeit (I. und II. Teil).- Forsch. z. deutsch. Landeskunde 63, Hamburg 1952 und 110, Remagen 1958
- STREMMER, H.E.: Zum Vorkommen brauner Steppenböden im Oberheingebiet.- Z. Pflanzenem., Düng., Bodenkd., 60, S. 273 - 278, Weinheim u. Berlin 1953
- UNGER, K.P. und RAU, D.: Gliederung und Alterstellung der Lößablagerungen im Thüringer Becken und in dessen Randgebieten.- Prace Instytut Geologiczny XXXIV/1, 227 - 235, Warszawa 1961
- UNGER, K.P. u. RAU, D.: Zur Gliederung und Entwicklung der rezenten Talauen des Zentralen Thüringer Beckens.- Jb. Geol. I, S. 395 - 410, Berlin 1965 (1967)
- UNGER, K.P.: Quartär.- In: Geologie von Thüringen, Gotha 1971 (Hrsg. W. HOPPE u. G. SEIDEL)
- ZAKOSEK, H.: Zur Genese und Gliederung des Rheintal-Tschernosems im nördlichen Oberheingebiet.- Mainzer geowiss. Mitt., 20, S. 159 - 176, Mainz 1991

Rezente und fossile Böden im südlichen Sachsen-Anhalt

von

Altermann, M.*

Das Bundesland Sachsen - Anhalt wird durch den Verlauf der nördlichen Lößgrenze geteilt in die Bodenregion der Altmoränenlandschaft im nördlichen Teil und in die Bodenregion der Löß- und Sandlößlandschaft im südlichen Teil. Im westlichen bis südwestlichen Gebiet Sachsen-Anhalts ragen die Bodenregionen der Berg- und Hügelländer in die Lößlandschaft. Auch die Berg- und Hügelländer sind an der Oberfläche meistens durch die Verbreitung von Löß und Lößderivaten gekennzeichnet.

In der Lößlandschaft Sachsen-Anhalts dominieren die Tschernoseme (Typische Tschernoseme, Braunerde-Tschernoseme, in den Übergangsbereichen zu den tondurchschlämmten Böden: Parabraunerde-Tschernoseme), und hier befindet sich das größte zusammenhängende Schwarzerdegebiet Deutschlands. Die 5-8 dm mächtige Humusdecke der Schwarzerden ist häufig durch Erosion reduziert, und es treten bereits in größerer Verbreitung aus Schwarzerden entstandene Löß-Pararendzinen auf. Schwarzerden werden in den Übergangsbereichen zu den Berg- und Hügelländern von Parabraunerden und Fahlerden aus Löß abgelöst. Im südlichen Randgebiet Sachsen-Anhalts sind die tondurchschlämmten Lößböden mit mehr oder weniger pseudovergleyten Lößböden vergesellschaftet. Die durch Erosion lößfrei gewordenen Triasdurchtragungen sind durch die Dominanz von Pararendzinen und Rendzinen verschiedener Substratprägungen gekennzeichnet, die jedoch bei kalkfreien Triassedimenten - häufig auch mit geringmächtigen mehr oder weniger sandigen und grusführenden Lößdecken verhüllt - überwiegend von Braunerden sowie Parabraunerden abgelöst werden. Parabraunerden/Fahlerden und Braunerden sowie vernäbte Böden aus mehr oder weniger skeletthaltigen Lößlehmdecken („Gebirgslöß“ oder „Berglöß“) und Löß-Fließerden über paläozoischen Bildungen und deren Umlagerungs- und Verwitterungsprodukten kennzeichnen die landwirtschaftlich genutzten Standorte des Harzplateaus, während in den bewaldeten Harzgebieten außerdem Podsol-Bodengesellschaften vorkommen.

Während die Lößdecken im westlichen, südwestlichen und südlichen Teil-Sachsen-Anhalts eng mit den triassischen und paläozoischen Durchtragungen verzahnen und in Abhängigkeit von der Mächtigkeit der äolischen Decke mit Gesteinsmaterial dieser Bildungen durchsetzt sind, geht Löß an der nördlichen und östlichen Lößgrenze Sachsen-Anhalts mehr oder weniger allmählich mit zunehmendem Sandanteil in die Sandlößdecken über, die dann schließlich mit größerer Entfernung von der Lößgrenze durch den Geschiebedecksand der Altmoränenlandschaft abgelöst werden.

Die außerordentliche Bodenvielfalt im südlichen Sachsen-Anhalt - durch die ausgedehnten weitgehend ebenen Löß-Schwarzerde-Gebiete häufig weniger augenfällig - ist in erster Linie substratbedingt. Die Zusammensetzung, Mächtigkeit sowie das unterschiedlich aufgebaute Liegende der weichselzeitlichen Decken in Verbindung mit dem präweichselzeitlichen Untergrund und Relief sind primär für die Ausbildung der Böden und deren Eigenschaften verantwortlich. Für die Schwarzerdebildung waren außerdem die paläoklimatischen und paläobotanischen Verhältnisse entscheidend. Dabei ist davon auszugehen, daß im gesamten Holozän der mitteldeutsche Raum wesentlich trockener war als die angrenzenden Gebiete. Das nach den heutigen Klimabedingungen ausgegrenzte Mitteldeutsche Trockengebiet mit <500mm durchschnittlicher Jahresniederschlagssumme fällt recht auffallend mit der Schwarzerdeverbreitung zusammen. Im Schwarzerdegebiet Sachsen-Anhalts ist heute die jährliche klimatische Wasserbilanz überwiegend negativ und erreicht Werte bis -100mm. Nach der klimatischen Wasserbilanz ist der Trockenraum jedoch wesentlich größer als dies die Niederschlagssummen charakterisieren. Die Schwarzerde-Fahlerde/Parabraunerde-Grenze ist nicht primär paläoklimatisch, sondern durch das Substrat vorgezeichnet. Nach den Untersuchungen an der Schwarzerde-Fahl-

* Büro für Bodenökologie, Bodenkartierung, Bodenschutz, Halle; Kefersteinstr. 3, 06110 Halle

Tabelle 1: Vorkommen und stratigraphische Stellung fossiler Böden im südlichen Sachsen-Anhalt (Auswahl)

Stratigraphie des Quartärs i. Saalegebiet u. Harzvorland n. MANIA (1995)		Bodenbildungen	Vorkommen im südl. Sachsen-Anhalt	Autoren
Holozän		Humushorizonte (Schwarzerde)	ehem. Salziger See	ALTERMANN & MANIA (1968)
Weichsel-	Spätglazial	Humushorizont (Pararendzina, Beginn der Schwarzerdebildung)	Schadeleben	ALTERMANN & MANIA (1968)
	Interstadial	<u>Köesener Verlehmungszone</u> Bv-Horizont (Braunerde): 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7;	1 Bad Kösen-Lengefeld 2 Zeuchfeld 3 Hettstedt 4 Oeste-Königswiek 5 Tröbsdorf 6 Zeuchfeld 7 Gerbstedt	RUSKE & WÜNSCHE (1961, 1964) RUSKE & WÜNSCHE (1961, 1964) KUNERT & ALTERMANN (1965) KUNERT & ALTERMANN (1965) RUSKE & WÜNSCHE (1964) RUSKE & WÜNSCHE (1964) KUNERT & ALTERMANN (1965)
Kaltzeit	Interstadial(e)	<u>oberer Teil des Naumburger Bodenkomplexes</u> Humushorizont(e) (Schwarzerde): 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8;	1 Bad Kösen-Lengefeld 2 Wennungen 3 Roßbach 4 Gehofen 5 Gröben-Oberw. 6 Langenbogen 7 Hettstedt 8 Ostrau	RUSKE & WÜNSCHE (1961, 1964) RUSKE & WÜNSCHE (1968) RUSKE & WÜNSCHE (1961, 1964) RUSKE & WÜNSCHE (1968) RUSKE & WÜNSCHE (1964) KUNERT & ALTERMANN (1965, 1970) KUNERT & ALTERMANN (1965) ALTERMANN & KNOTH (1965)
		----- Humushorizonte (Humusgleye): 9	----- 9 Neumark-Nord	----- ALTERMANN (1990)
Eem-Warmzeit		<u>unterer Teil des Naumburger Bodenkomplexes</u> • Bt-Horizont (Parabraunerde): 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10;	1 Bad Kösen-Lengefeld 2 Zeuchfeld 3 Wennungen 4 Roßbach 5 Gehofen 6 Langenbogen 7 Wettin 8 Oeste-Königswiek 9 Sandersleben 10 Steinkuhlenberg	RUSKE & WÜNSCHE (1961, 1964) MANIA & ALTERMANN (1970) RUSKE & WÜNSCHE (1964) RUSKE & WÜNSCHE (1968) RUSKE & WÜNSCHE (1964) RUSKE & WÜNSCHE (1968) KUNERT & ALTERMANN (1965) KUNERT & ALTERMANN (1965) KUNERT & ALTERMANN (1965, 1970) KUNERT & ALTERMANN (1965) ROSENBERGER & ALTERMANN (1975)

Fortsetzung der Tabelle		<ul style="list-style-type: none"> • Bj-Bt-Horizont (Braunlehm-Parabraunerde): 11; • Sd-Bt-Horizont (schwach pseudovergleyte Parabraunerde): 12, 13; • Bt-Sd-Horizont (Fahlerde-Pseudogley): 14, 15; 	11 Hettstedt 12 Hettstedt 13 Ostrau 14 Domsen 15 Gröben-Oberw.	KUNERT & ALTERMANN (1965, 1970) KUNERT & ALTERMANN (1965, 1970) ALTERMANN & KNOTH (1965) NEUMEISTER (1966) RUSKE & WÜNSCHE (1964)
Warthe-Kaltzeit				
Saale-Komplex	Intrasaale-Warmzeit	<u>oberer Teil des Langenbogener Bodenkomplexes</u> <ul style="list-style-type: none"> • Humushorizont (Schwarzerde): 1; • Humushorizont (kein Schwarzerdehumus): 2; <u>unterer Teil des Langenbogener Bodenkomplexes</u> <ul style="list-style-type: none"> • Sd-Horizonte (Pseudogley): 1; • Bt-Bv-Horizont (Parabraunerde-Braunerde): 2; 	1 Langenbogen 2 Bad Kösen-Lengefeld	KUNERT & ALTERMANN (1965, 1970) MANIA & ALTERMANN (1970)
	Drenthe-Kaltzeit			
	Früh-glazial	<u>oberer Teil des Rudelsburger Bodenkomplexes</u> Humushorizonte (Schwarzerde, Pararendzina, hydromorpher Humus)	Bad Kösen-Lengefeld	RUSKE & WÜNSCHE (1961, 1964) MANIA & ALTERMANN (1972)
	Dömnitz-Warmzeit	<u>unterer Teil des Rudelsburger Bodenkomplexes</u> Bv-Bt-Horizont; vernäßte Verlehmungshorizonte (Parabraunerde, Auenboden): 1 ; Bt-Horizont (Parabraunerde): 2 ;	1 Bad Kösen-Lengefeld 2 Edderitz	RUSKE & WÜNSCHE (1961, 1964) MANIA & ALTERMANN (1972) KNOTH & LENK (1962)
Holstein-Komplex	Fühne-Kaltzeit			
	Früh-glazial	<u>oberer Teil des Freyburger Bodenkomplexes</u> Humushorizont (Schwarzerde)	Freyburg	RUSKE & WÜNSCHE (1961), RUSKE (1968)
	Warmzeit („Reinsdorf“)	<u>unterer Teil des Freyburger Bodenkomplexes</u> <ul style="list-style-type: none"> • Bt-Horizont (Parabraunerde): 1; • Bt-Bj-Horizont (Parabraunerde-Braunlehm): 2; 	1 Freyburg 2 Hettstedt	RUSKE & WÜNSCHE (1961), RUSKE (1968) KUNERT & ALTERMANN (1965)
	Kaltzeit			
	Holstein-Warmzeit			
Elster-Komplex				

erde/Parabraunerde-Grenze konnten hinsichtlich des Substrats u.a. geringerer Kalkgehalt und/oder höherer Sandgehalt (damit einhergehend geringerer Kalkgehalt) des Lösses - bedingt durch kalkfreies oder kalkarmes paläozoisches oder triassisches sowie glazigenes (nördliche Lößgrenze) örtliches Liefermaterial bei der Lößakkumulation - als Ursache der Bodengrenze erkannt werden. Andererseits waren in den Übergangsbereichen zu den feuchteren Schichtstufenlandschaften die groß- und kleinräumigen paläoklimatischen Verhältnisse ausschlaggebend. Die Erhaltung der Schwarzerden im mitteldeutschen Raum wird auf die frühe Besiedelung zurückgeführt. Heute allerdings wirken die anthropogenen Einflüsse in entgegengesetzter Richtung, und der Flächenanteil der Schwarzerden sinkt durch Devastierung, Versiegelung sowie Erosion in unverantwortlichem Umfang.

Die fossilen Böden im südlichen Sachsen-Anhalt wurden seit den 60er Jahren durch verschiedene Autoren bearbeitet (siehe Literaturverzeichnis). Die wichtigsten Fundpunkte sind in der Tabelle I zusammengestellt. Im Untersuchungsgebiet dominieren Schwarzerde-Humushorizonte (Humuszonen) sowie „Verlehmungshorizonte“, die als Bv-, Bv-Bt- oder Bt-Horizonte ausgebildet sind. Substratbedingt kommen Übergänge zu Braunleihen oder mehr oder weniger vernäßte Horizonte vor, letztere auch in den Randbereichen des Trockengebietes. Die stratigraphische Einstufung der fossilen Böden kann nur in seltenen Fällen unmittelbar aus der Bodenbildung abgeleitet werden. Nur mit Hilfe von geologischen, biostratigraphischen und paläoökologischen Befunden ist deren stratigraphische Stellung dem jeweiligen Kenntnisstand folgend abzuleiten.

Literaturauswahl:

- ALTERMANN, M.(1990): Kennzeichnung der fossilen Böden im Quartärprofil von Neumark-Nord. In: MANIA, D., THOMAE, M., LITT, T., WEBER, T.: Neumark - Gröbern. - Veröffentlichungen des Landesmuseums für Vorgeschichte in Halle, Band 43, Dt. Verlag d. Wiss., Berlin, S. 145 - 148.
- ALTERMANN, M., KNOTH, W.(1965): Fossile Böden bei Ostrau nördlich Halle (Saale). - Hall. Jb. f. Mitteldeutsche Erdgeschichte Leipzig 6, S. 48 - 57.
- ALTERMANN, M., MANIA, D.(1968): Zur Datierung von Böden im mitteldeutschen Trockengebiet mit Hilfe quartärgeologischer und urgeschichtlicher Befunde.- Albr.-Thaer-Archiv Berlin 12, 539-557.
- KNOTH, W., LENK, G. (1962): Das Pleistozän-Profil des ehemaligen Tagebaues Edderitz im Kreis Köthen.- Geologie Berlin 11, S. 1149-1161.
- KUNERT, R., ALTERMANN, M.(1965/1970): Das Pleistozän zwischen Saale und Wipper. - Geologie Berlin 14, 5/6, S. 520 - 553. - Nachträge: Geologie Berlin 19, 10, S. 1205 - 1208.
- MANIA, D. (1995): Das Quartär im Mitteldeutschen Trockengebiet. - In: MANIA, D., ALTERMANN, M., RAU, D. (1995): Arbeitskreis Paläopedologie der DBG: Paläoböden und Stratigraphie des Mittel- und Jungquartärs im Mitteldeutschen Trockengebiet.- Jena 1995.
- MANIA, D., ALTERMANN, M.(1970): Zur Gliederung des Jung- und Mittelpleistozäns im mittleren Saaletal bei Bad Kösen. - Geologie Berlin 19, S. 1161 - 1184.
- NEUMEISTER, H. (1966): Die Bedeutung der äolischen Sedimente und anderer Periglazialerscheinungen für die Bodenentwicklung in der Umgebung von Leipzig.- Diss. Univ. Leipzig.
- ROSENBERGER, G., ALTERMANN, M. (1975): Ein Pleistozänprofil aus dem nördlichen Harzvorland. - Z. geol. Wiss., Berlin 3, S. 1617 - 1621.
- RUSKE, R. (1968): zit. in RICHTER, H. u.a. (1970): Periglazial - Löß - Paläolithikum im Jungpleistozän der DDR. - H.-Haack Gotha/Leipzig.
- RUSKE, R., WÜNSCHE, M. (1961): Löss- und fossile Böden im mittleren Saale- und unteren Unstrutal.- Geologie Berlin 10, S. 9-29.
- RUSKE, R., WÜNSCHE, M. (1964): Zur Gliederung jungpleistozäner Lößablagerungen im südöstlichen und östlichen Harzvorland. - Geologie Berlin 17, S. 288-297.
- RUSKE, R., WÜNSCHE, M. (1968): Zur Gliederung des Pleistozäns im Raum der unteren Unstrut.- Geologie Berlin 13, S. 211-222.

M I T T E I L U N G E N

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

Referate

Sitzung der Arbeitsgruppe Bodenschutz

"Stoffliche Bodenbelastungen"

07. u. 08.05.1996

LEIPZIG

Band 80

1996

NRW-Empfehlungen zur Bodenüberdeckung bei der Sicherung schadstoffbelasteter Böden

von

Delschen, Th.: Bertges, W.-D.*

1. Einleitung / Problemstellung

Als Sicherungsmaßnahme bei oberflächennahen Bodenkontaminationen mit persistenten Schadstoffen bietet sich - sofern besondere Maßnahmen zum Grundwasserschutz nicht erforderlich sind - zur Unterbindung einer oralen Schadstoffaufnahme durch Menschen und/oder zur Minimierung des Schadstoffüberganges in Pflanzen eine Überdeckung des belasteten Bodens mit unbelastetem Bodenmaterial an. Dabei bestehen in der kommunalen Praxis oft Unsicherheiten bezüglich der Anforderungen an das aufzubringende Bodenmaterial, des Aufbaues und insbesondere der notwendigen Mächtigkeit einer solchen Deckschicht. Auf Veranlassung des nordrhein-westfälischen Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (MURL) hat das Landesumweltamt (LUA) NRW 1995 deshalb zu diesen Fragen eine grundlegende Stellungnahme erarbeitet, deren wesentliche Inhalte nachfolgend dargelegt werden. Im übrigen sind die in der LUA-Stellungnahme enthaltenen Aussagen inzwischen durch das MURL allen zuständigen Landes- und Kommunalbehörden in NRW zur Berücksichtigung empfohlen worden.

2. Anwendungsbereich und -voraussetzungen

Prinzipiell kommt die Bodenüberdeckung als Sicherungsmaßnahme sowohl im Bereich der ordnungsrechtlichen Gefahrenabwehr, bei der Sicherung von Altlasten im engeren Sinne wie auch im Bereich der Bauleitplanung und des Baurechtes in Frage. Wesentlich v. a. auch im Hinblick auf den mit Überdeckungsmaßnahmen verbundenen Aufwand und dessen Angemessenheit ist jedoch, daß für den betrachteten Standort im Rahmen einer Gefährdungsabschätzung geklärt ist, daß bei der bestehenden Nutzung oder der Realisierung der geplanten Nutzung schädliche Einwirkungen auf die menschliche Gesundheit über den Direktkontakt mit dem kontaminierten Boden und/oder über den Pfad Boden/Nutzpflanzen zu besorgen sind. Ist dies im Einzelfall konkret gegeben, so sollte vor der Durchführung aufwendiger Sanierungsmaßnahmen zunächst geprüft werden, ob die erforderliche Wirkung nicht in gleicher Weise mit weniger aufwendigen Maßnahmen (z. B. Reduktion des Schwermetall-Transfers Boden/Nutzpflanze durch pH-Wert-Erhöhung; Unterbindung des Direktkontaktes durch geeignete Gestaltung der Bodenoberfläche) erreicht werden kann.

*) Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Wallneyer Straße 6, D-45133 Essen

3. Empfohlene Überdeckungsmächtigkeiten

Sofern ein Auftrag von unbelastetem Bodenmaterial als geeignete Sanierungsmaßnahme in Betracht kommt, ist es sinnvoll, die Überdeckungsmächtigkeit und ggf. zusätzliche Maßnahmen von der geplanten Folgenutzung abhängig zu machen. Nach derzeitigem Kenntnisstand sind im Hinblick auf schwermetallbelastete Standorte die in der **Tabelle 1** genannten Varianten zu empfehlen.

Die Empfehlung für die Anlage von **Kinderspielflächen** berücksichtigt den Runderlaß des nordrhein-westfälischen Ministeriums für Arbeit, Gesundheit und Soziales "Metalle auf Kinderspielflächen" (MAGS, 1990, siehe auch KRAMER et al., 1990), in dem davon ausgegangen wird, daß spielende Kinder mit ihren Grabwerkzeugen auf unbefestigten Flächen maximal eine Tiefe von 35 cm erreichen können. Die Einbringung einer zusätzlichen Grabesperre soll hier zusätzliche Sicherheit bieten.

Bei **Vegetationsflächen in Grün- und Freizeitanlagen**, bei denen eine Grabetätigkeit spielender Kinder ausgeschlossen werden kann, eine regelmäßige Bodenbearbeitung z. B. im Rahmen von Pflanzungen nicht erfolgt (z. B. Rasenflächen) und eine Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums durch die vorhandene Bodenbelastung nicht zu befürchten ist, erscheint eine Überdeckungsmächtigkeit von 10 cm insbesondere im Hinblick auf die Verhinderung eines Direktkontaktes mit dem Boden als ausreichend. Anderenfalls, wenn z. B. Spielaktivitäten nicht sicher unterbunden werden können, sollte eine Überdeckungsmächtigkeit von 35 cm vorgesehen werden, wobei zusätzlich dafür Sorge zu tragen ist, daß beim Ausheben tieferer Pflanzgruben (z. B. Baum- oder Strauchpflanzungen) kein belastetes Material an der Oberfläche verbleibt.

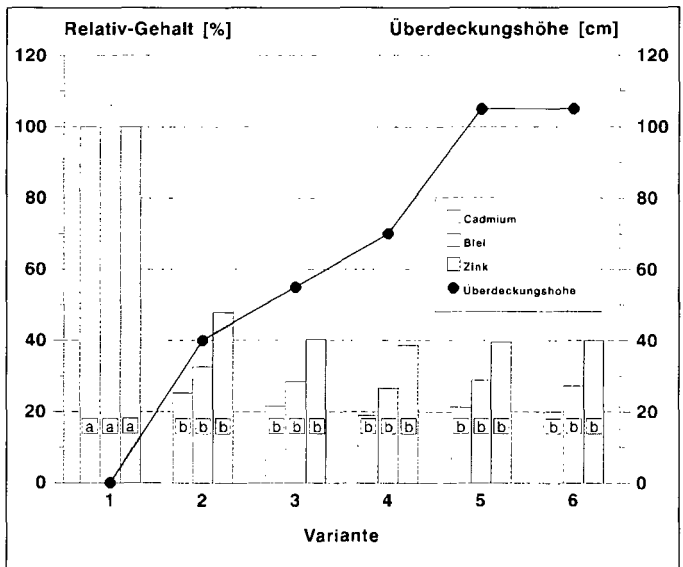
In **Haus- und Kleingärten** sollte nicht nach Nutz- und Ziergartenbereichen unterschieden werden, da es dort erfahrungsgemäß im Laufe der Zeit häufiger zu Umnutzungen kommt. Die empfohlene Überdeckungsmächtigkeit von 60 cm leitet sich u. a. aus Ergebnissen eines seit 1989 durch das LUA NRW auf einem stark mit den Schwermetallen Cadmium, Blei und Zink belasteten Standort durchgeführten Überdeckungsversuch ab (Einzelheiten siehe DELSCHEN, 1994 und 1995). Dabei hat sich nämlich gezeigt, daß bereits eine geringmächtige Überdeckung zu einer erheblichen Reduzierung des Schwermetallgehaltes von Gemüsekulturen führt, und daß demgegenüber höhere Überdeckungsmächtigkeiten und/oder zusätzliche Sperrschichten keine wesentlichen Vorteile mehr bringen (vgl. **Abbildung 1**). Allerdings ist die zusätzliche Einbringung z. B. eines Geotextils o. ä. als Signalschicht oder Grabesperre zu empfehlen.

Obwohl in den seltensten Fällen eine Bodenüberdeckung als Sanierungsmaßnahme bei größeren **landwirtschaftlich genutzten Flächen** in Frage kommen dürfte, wäre in diesem Fall eine Mindestmächtigkeit von ca. 100 cm zu empfehlen, da - ebenfalls nach Ergebnissen des bereits zitierten LUA-Überdeckungsversuches - bei landwirtschaftlichen Kulturpflanzen mit relativ langer Vegetationsdauer eine Schwermetallaufnahme auch aus tieferen Bodenschichten derzeit nicht sicher ausgeschlossen werden kann.

Tabelle 1: NRW-Empfehlungen zur nutzungsdifferenzierten Überdeckungsmächtigkeit schwermetallbelasteter Standorte

Folgenutzung	Überdeckungs- mächtigkeit	Bemerkungen
Kinderspielplätze	35 cm	<ul style="list-style-type: none"> Grundlage: NRW-Spielplatzerlaß (von spielenden Kindern erreichbare Tiefe i. d. Regel max. 35 cm) Geotextil o. ä. als Grabesperre empfohlen
Vegetationsflächen in Grün- und Freizeitanlagen	10 - 35 cm	<ul style="list-style-type: none"> 10 cm ausreichend bei Flächen, bei denen <ul style="list-style-type: none"> keine Grabeaktivitäten spielender Kinder, keine regelmäßige Bodenbearbeitung, keine Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums durch die vorhandene Schadstoffbelastung In allen anderen Fällen 35 cm empfohlen (ggf. zusätzlich Grabesperre)
Haus- / Kleingärten	60 cm	<ul style="list-style-type: none"> Grundlage: Ergebnisse eines LUA-Feldversuches (Überdeckungsversuch Stolberg) keine Differenzierung Nutz-/Ziergartenbereiche Geotextil o. ä. als Grabesperre empfohlen
Landwirtschaft (Ackernutzung)	100 cm	<ul style="list-style-type: none"> Durfte nur in Ausnahmefällen in Frage kommen Grundlage: Ergebnisse eines LUA-Feldversuches (Überdeckungsversuch Stolberg)

Abbildung 1: Durchschnittlicher relativer Schwermetallgehalt in Gemüsekulturen des Überdeckungsversuches Stolberg; Mittelwerte über 9 Gemüsekulturen; innerhalb eines Elementes unterscheiden sich Säulen mit unterschiedlichen Buchstaben signifikant (DELSCHEN, 1995).



4. Anforderungen an das Überdeckungsmaterial

Die Schadstoffgehalte des für einen Bodenauftrag verwendeten Bodenmaterials sollten einerseits einen ausreichend großen Abstand zur tatsächlichen Gefahrenschwelle aufweisen. In der Regel ist dies als gegeben anzunehmen, wenn die im Rahmen der Gefährdungsabschätzung zur Beurteilung herangezogenen pfadspezifischen Prüfwerte eingehalten sind. In NRW sind dies für den Pfad Boden/Pflanze die Prüfwerte des "Mindestuntersuchungsprogrammes Kulturboden" (LÖLF, 1988) bzw. für den Direktpfad die vorläufigen Prüfwerte der NRW-Altlastenkommission (MURL, 1993).

Gleichzeitig sollten jedoch auch die regionalen Hintergrundgehalte von Oberböden gleicher Nutzung, die überwiegend deutlich unter den o. g. Prüfwerten liegen, orientierend berücksichtigt werden, damit dem umweltpolitischen Ziel einer allgemeinen Minimierung von Schadstoffeinträgen in Böden Rechnung getragen wird. Derartige Hintergrundwerte sind z. B. einer in 1995 erschienenen Schrift der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz zu entnehmen (LABO, 1995).

Hinsichtlich des Pfades Boden/Pflanze sollte das Überdeckungsmaterial darüber hinaus Bodeneigenschaften aufweisen, die eine möglichst geringe Mobilität enthaltener Schwermetalle bewirken (z. B. neutraler pH-Wert).

Bei der Neuanlage von Kinderspielplätzen sollten die auf- bzw. eingebrachten Materialien die sogenannten "Einbringungswerte" nach dem Spielplatzlerlaß NRW (MAGS, 1990) einhalten.

Literatur

Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales (MAGS) NRW (1990): Metalle auf Kinderspielplätzen. Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen, Nr. 69, S. 1252

Kramer, M. et al. (1990): Ableitung von Richtwerten für Metalle auf Kinderspielplätzen in Nordrhein-Westfalen. Forum Städte-Hygiene 41, 297 - 305

Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung (LÖLF) NRW (1988): Mindestuntersuchungsprogramm Kulturboden für die Gefährdungsabschätzung von Altablagerungen und Altstandorten im Hinblick auf eine Landwirtschaftliche oder gärtnerische Nutzung. Recklinghausen (Bezugsquelle: Landesumweltamt NRW, Postfach 10 23 63, D-45023 Essen)

Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (MURL) NRW [Hrsg.] (1993): Hinweise zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten. 2. Auflage, 2. und 3. Lieferung, Düsseldorf (Bezugsquelle: Landesumweltamt NRW, Postfach 10 23 63, D-45023 Essen)

Delschen, Th. (1994): Durch Bodenüberdeckung Sanierung schwermetallbelasteter Gärten. Wasser und Boden, 12/94, 19-23

Delschen, Th. (1995): Sicherung schwermetallbelasteter Gärten durch Bodenüberdeckung. IN: KOMPA, R., SCHREIBER, B. und K.-P. FEHLAU [Hrsg.]: Altlasten und kontaminierte Böden '94. S. 77 - 89, TÜV-Verlag Köln

Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) (1995): Hintergrund- und Referenzwerte Für Böden. Bodenschutz, Heft 4 (herausgegeben vom Bayerischen Staatsministerium für Landentwicklung und Umweltfragen, München)

Ableitung der Eignung von Böden für Klärschlammaufbringung auf Basis der BÜK 200 Land Sachsen-Anhalt

von

Hartmann, K.-J.; Kainz, W.

1. Einleitung und Problemstellung

Klärschlamm ist ein Stoff, der aufgrund seiner Zusammensetzung positive Auswirkungen auf Struktur und Nährstoffregime der Böden haben kann. Aus diesem Grund ist eine Rückführung von Pflanzennährstoffen in den natürlichen Stoffkreislauf im Sinne einer Kreislaufwirtschaft erstrebenswert. Hierbei gilt es u. a. das Gefüge der Böden zu stabilisieren und durch Zufuhr organischer Substanz die Struktur zu verbessern (BLUME 1992; DÖRFLER 1985). Allerdings stellt die wechselnde Zusammensetzung der Klärschlämme, insbesondere die Gehalte an Schwermetallen und organischen Schadstoffen, ein Problem dar (BLUME 1992; KRETSCHMAR 1990), das im Gegensatz zum Vorsorgeaspekt des Bodenschutzes zur Wahrung und Sicherung natürlicher Ressourcen steht. Aus diesem Grund ist die Eignung der Böden für Klärschlammaufbringung sehr kritisch und differenziert zu betrachten. Dieser Tatsache wird mit Aufbringungsverboten und Beschränkungen in § 4 Klärschlammverordnung (ANONYM 1992) und Pkt. 2.5.2 Durchführung des Abfallgesetzes und der Klärschlammverordnung (ANONYM 1994a) Rechnung getragen. Hierbei besteht Bedarf an bodenkundlichen Informationen bzgl. der Eignung der Böden für Klärschlammaufbringung, die es in Form von Karten bereitzustellen gilt.

2. Methodisches Vorgehen

Ausgehend von Aufbringungsverboten und Beschränkungen, nach § 4 der Klärschlammverordnung, erfolgte eine Differenzierung der Landesfläche Sachsen-Anhalts in zwei Gruppen :

Gruppe 1 : Flächen, deren Nutzung oder Funktion eine Klärschlammaufbringung nach § 4 Klärschlammverordnung (ANONYM 1992) ausschließt, ergänzt um Siedlungsböden.

Gruppe 2 : Flächen landwirtschaftlicher Nutzung, auf die nach § 4 (ANONYM 1992) Klärschlamm aufgebracht werden dürfte, die aber nach einem Erlaß (ANONYM 1994a) für Sachsen-Anhalt einer differenzierten Bewertung aus bodenkundlicher Sicht bedürfen.

Die Flächen der Gruppe 2 wurden den Legendeneinheiten der BÜK 200 zugeordnet. Hierbei erfolgte, unter Berücksichtigung der pedogenen Eigenschaften und der gesetzlichen Beschränkungen eine Einordnung in drei Kategorien :

- **nicht empfohlen** : eine Klärschlammaufbringung sollte grundsätzlich unterbleiben.
- **bedingt geeignet** : eine Klärschlammaufbringung ist bei Beachtung besonderer Faktoren möglich.
- **geeignet** : Flächen, die keiner Einschränkung nach Kategorie 1) oder 2) unterliegen.

Im Anschluß an die Einordnung der digital verfügbaren BÜK 200 Legendeneinheiten (SCHRÖDER et al. 1994) in eine der drei Kategorien, wurde diese Karte mit den Konturen der Gruppe 1 überlagert. Maßstabsbedingt gingen hier nur Konturen von Flächen forstlichwirtschaftlicher bzw. anthropogene Nutzung sowie mit Schutzgebietsstatus ein. Dauergrünland und Wasserschutzgebieten wurden aufgrund der Flächengröße und Beständigkeit dieser Nutzungen nicht berücksichtigt.

3. Ergebnisse

Die Einordnung in **Kategorie 1** ergibt sich aus gesetzlichen Vorgaben (ANONYM 1992) und Erlassen (ANONYM 1994a). Sie resultiert aus Substrat und Grundwasserstand ergänzt um Faktoren der Genese. Im einzelnen handelt es sich um

- Sandböden, bei denen eine Verbesserung der physikochemischen Fruchtbarkeitsbedingungen durch Zufuhr organischer Substanz anzustreben wäre, weisen hohe Mineralisierungsraten auf. Zugeführte organischer Substanz wird schnell umgesetzt und mineralisiert. Aufgrund der geringen Adsorptionskapazität ist das Bindungsvermögen der Böden überfordert. Folgen sind Stoffauswaschungen und Überdüngung (KRETSCHMAR 1990). Die Eigenschaften dieser Böden bedingen, daß eine Klärschlammaufbringung trotz landwirtschaftlicher Ziele nicht zu empfehlen ist.
- hydromorphe Böden, bei denen aufgrund der Grundwassernähe durch nicht kontrollierbare Mineralisation organischer Substanz und N-Freisetzung eine Grundwassergefährdung besteht.
- Moorstandorte, die einen hohen Gehalt an organischer Substanz mit entsprechenden Bindungsvermögen aufweisen. Hier besteht einerseits das Problem in der Neigung eingetragene Substanz zu akkumulieren, andererseits bei Degradation einer nicht kontrollierbaren Freisetzung von Stoffen.
- erosionsgefährdete Flächen, wo die Gefahr im oberflächigen Stoffaustrag mit dem Wasserabfluß liegt, der zu nicht kalkulierbaren Stoffakkumulation in Sedimentationbereichen führen kann.
- Kippen, die unter Substratgesichtspunkten Wechselstandorte bilden (KNAUF & MÖBES 1993), sind in ihrem bodenphysikalischen Verhalten gegenüber eingetragenen Stoffen kaum kalkulierbar.

Komplexer stellen sich diese Tatsachen bei der **Kategorie 2**, die im wesentlichen Schwarzerden und schwarzerdeähnliche Böden beinhaltet, dar. Diese Böden sind nicht unmittelbar von den Beschränkungen nach § 4 (ANONYM 1992) und Pkt. 2.5.2 (ANONYM 1994a) betroffen, aber

- durch Gülleausbringung und mineralische Düngung bis an die Grenze der Belastbarkeit belastet (ANONYM 1994b).
- in ihrer Fruchtbarkeit für die Nahrungsmittelerzeugung von besonderer Bedeutung.
- werden wegen der klimatischen Verhältnisse in Sachsen-Anhalt rezent nicht mehr gebildet (GUNREBEN 1992) und sind demzufolge von kulturhistorischer Bedeutung.
- weisen im Vergleich mit anderen Böden, vermutlich lithogen und pedogen bedingt, höhere Schwermetallgehalte auf (ALTERMANN et al. 1995).

Böden der **Kategorie 3** sind, aufgrund von Substrat und Genese unter Beachtung der gesetzlichen Vorgaben, für eine sachgemäße Klärschlammaufbringung geeignet (ANONYM 1992; ANONYM 1994a). Hierbei handelt um Böden, deren

- Mächtigkeit an bindigen Substraten > 4 dm ist.
- Grundwasserhöchststand unterhalb 2 m liegt.
- Wasserfluß oder -austritt bei Stauwasserbeeinflussung nicht lateral ist.
- Genese eine profildifferenzierende Entwicklung beinhaltet.
- Solum (bei Verwitterungsböden) nicht direkt auf dem Ausgangsmaterial der Bodenbildung liegt.

Diese Böden besitzen ausreichende Pufferkapazitäten, um aus wechselnden Nährstoffgehalten der Klärschlämme resultierende Auslaugungen und Überdüngungen abzufangen und mittels ihres Nachlieferungsvermögens eine kontinuierliche Bereitstellung adsorbierter Stoffe zu gewährleisten (KRETSCHMAR 1990). Eine Klärschlammaufbringung auf diese Böden ist im Sinne der Kreislaufwirtschaft geeignet, Pflanzennährstoffe in den natürlichen Stoffkreislauf zurückzuführen (Pkt. 1.1 ANONYM 1994a). Aufgrund der Mächtigkeit des anhydromorphen Solums besteht nicht die Gefahr, daß eingebrachte Stoffe mit der Wasserbewegung ins Grundwasser verlagert werden.

4. **Schlußfolgerungen**

Die kartographische Übersichtsdarstellung der Eignung von Böden Sachsens-Anhaltes für eine Klärschlammaufbringung ist auf Basis der BÜK 200 nach den gesetzlichen Vorgaben und Regelungen im Sinne der Kreislaufwirtschaft möglich. Unter bodenkundlich/-schützerischen Aspekten ist auf Basis §

3 (1) Klärschlammverordnung eine differenziertere Bewertung notwendig, die über die explizit aufgeführten Einschränkungen und Verbote in § 4 hinausgeht. Hiervon sind insbesondere Schwarzerden i. w. S. und Kippen betroffen. Aktivitäten der LABO (ANONYM 1995a), die für Klärschlamm Einsatzmöglichkeiten auf devastierten Flächen sieht, sind als Entsorgung zu werten und stehen damit zum Grundgedanken der Kreislaufwirtschaft im Widerspruch. Sie schädigen Aktivitäten die Akzeptanz der Klärschlammaufbringung bei Anwendern zu fördern (ANONYM 1995b).

Die Karte **kann und soll** als Übersicht beim regionalen Ausweis von Flächen dienen, die für eine Klärschlammaufbringung geeignet sind, **kann aber nicht** großmaßstäbliche Untersuchungen, wie sie der Gesetzgeber zur Ausweisung konkreter Flächen vorschreibt, ersetzen. Hierfür werden Bodenkarten im Maßstab 1 : 50.000 (BK 50) erarbeitet. Als Zwischenlösung ist das aufgezeigte Verfahren für die Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK) anwendbar.

5. Literatur

- Altermann, M., Kühn, D., Fuchs, M., Jähner, R. (1995) : Auswertungen und kartographische Umsetzung von Feldaufnahmen und Bodenanalysen des Kreises Querfurt, BGR, 2-316239
- Anonym (1992) : Klärschlammverordnung, Bundesgesetzblatt, Teil 1, 912 ff.
- Anonym (1994a) : Durchführung des Abfallgesetzes und der Klärschlammverordnung : Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft und im Gartenbau, MBI. LSA Nr. 18/1994, 628 ff.
- Anonym (1994b) : Landschaftsprogramm des Landes Sachsen-Anhalt, Teil 2, Ministerium für Umwelt- und Naturschutz des Landes Sachsen-Anhalt
- Anonym (1995a) : Abfallverwertung auf devastierten Flächen, LABO Bodenschutz, Heft 5
- Anonym (1995b) : Die landwirtschaftliche Verwertung von kommunalem Klärschlamm in Niedersachsen, NLÖ, Nachhaltiges Niedersachsen, 2
- Blume, H.-P. (1992) : Klärschlamm und Müllkompost, 349-352; in SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL : Lehrbuch der Bodenkund, 13. Aufl; Enke, Stuttgart
- Dörfler, H. (ed.) (1985) : Wirtschaftsdünger und ihr Einsatz, 37-54; in : Der praktische Landwirt, 3. Aufl. BLV Verlagsgesellschaft, München
- Gunreben, M. (1992) : Schwarzerde - Relikte in Deutschland; Diss Philipps-Universität Marburg
- Knauf, C., Möbes, A. (1995) : Zur Gliederung von anthropogenen Böden in Sachsen-Anhalt, Mitt. Geol. Sachsen-Anhalt, 1, 105-113
- Kretschmar, R. (1990) : Klärschlammausbringung, 439-457, in BLUME (ed) : Handbuch des Bodenschutzes, ECOMED Landsberg/Lech
- Schröder, H., Knauf, C., Kainz, W. (1994) : Übersichtskarte der Böden von Sachsen-Anhalt 1 : 200.000, Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt, nicht veröffentlicht
- Herm Gahl (GLA Sachsen-Anhalt) ist für die technische Realisation der Karte zu danken.

Vorschlag zur Beurteilung und Auswahl einer optimalen bodenschonenden Sanierungstechnik anhand von Verfahrens-, Standort- und Schadstoffeigenschaften

von

Litz, N.*

Einleitung

Aufgabe eines adäquaten Bodenschutzes muß es sein, möglichst viele der belasteten Bodenflächen mit bodenschonenden Sanierungsverfahren zu reinigen und sie in ihre alten Bodenfunktionen zu überführen.

Die Flächenhaftigkeit und die hohen Sanierungskosten mancher Bodenkontaminationen zwingt aber dazu, die Schutzwürdigkeit kontaminierter Böden abzuschätzen und zu differenzieren.

Ein Verfahren dazu wurde von Litz et al., (1996) erst kürzlich vorgestellt. Dazu wurden Kriterien zur Seltenheit, zur Empfindlichkeit und zur Regenerierbarkeit der Böden bzw. der Leitbodenassoziationen erarbeitet, die zu einer Ermittlung der Schutzwürdigkeit herangezogen werden können. Das Bewertungskonzept unterscheidet zwischen kontaminierten Böden, die eine hohe, eine mittlere bzw. eine geringe Schutzwürdigkeit aufweisen (Tab. 1). Ergibt eine Gefahrenabschätzung z.B. anhand toxikologisch abgeleiteter Kriterien bzw. verordnungsrechtliche Richtgrößen ein Handlungsbedarf, muß ein geeignetes und bodenschonendes Sanierungsverfahren ausgewählt werden, welches die Boden- mit den Schadstoff-, sowie den Verfahrenseigenschaften der Sanierungsverfahren kombiniert.

Methode

Die Verknüpfung der Bodeneigenschaften (Bodenart, Humusgehalt, pH-Wert, gesättigte Wasser- und Luftleitfähigkeit) mit den Schadstoffeigenschaften (Bindung an Ton bzw. an Humus, Abbau, Wasserlöslichkeit, Dampfdruck) erlauben eine standort- und schadstoffspezifische Betrachtung der wichtigsten Einflußgrößen, wie die Bindung, den Abbau, der Einfluß des Wasser- und Luftpfades bei verschiedenen Sanierungsverfahren. Im einzelnen werden die Größen: Bindung, Abbau, Wasserlöslichkeit und Dampfdruck Litz und Blume (1992) und Litz (1995, unveröffentlicht) entnommen. Für Schwermetalle wird die Bindung anhand des Merkblattes 218 (1988) des DVWK und die Mobilität mittels Löslichkeitsklassen abgeschätzt. Die Abstufung erfolgt in 5 Klassen, die jeweils Bereiche darstellen (so z.B. K_{oc} -Bereiche, Wasserlöslichkeitsklassen usw.). Generell bedeutet Klasse 1 mit den entsprechenden Punktezahlen 1 sehr günstig bzw. Klasse 5 mit der entsprechenden Punktezahl 5 sehr

*Institut f. Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes, Corrensplatz 1, 14195 Berlin

ungünstig, mit Ausnahme des Abbaues wo 5 sehr schnell und 1 sehr langsam bzw. nicht abbaubar bedeutet. Die Kombination jeweils zweier Boden- und stoffspezifischen Eigenschaften führt zu einer Punktematrix zwischen 1 - 25, die wiederum zu entsprechenden Stufen führen (1 sehr günstig, 5 sehr ungünstig).

Das Bindungsvermögen (1 - 5 Klassen) des Bodens (abgeschätzt aus der KAK_{pot} in cmol/kg) wird kombiniert mit der Bindungsstärke (1 - 5 Klassen) der Schwermetalle bzw. der organischen Stoffe und Cyanide (Tab. 2). Daraus ergeben sich Punktezahlen zwischen 2 und 25, die sich in eine standort- und schadstoffspezifische Bindungsstufe von 1 - 5 einordnen lassen.

Felddaten zum 90 %igen Abbau für organische Stoffe und Cyanide führen zu Abbaustufen (5 - 1), die Schwermetalle werden der Stufe 1 zu geordnet (Tab.3).

Durch die Verknüpfung der standortspezifischen Luftdurchlässigkeit (1 - 5 Klassen) mit dem Dampfdruck bzw. Henry-Konstante (1 - 5 Klassen) der Schadstoffe, erhält man Punktezahlen zwischen 2 - 25, mit der die Wirksamkeit einer Sanierung über die Bodenluft mittels der Eignungsstufe für den Luftpfades (1 - 5 Stufen) abgeschätzt werden (Tab. 4).

Die Wirksamkeit des Wasserpfades bei der Sanierung wird mittels der Eignungsstufe 1 - 5 des Wasserpfades anhand der Wasserdurchlässigkeit (gesättigte Wasserleitfähigkeit, 1 - 5 Klassen) des Bodens und den Löslichkeitsklassen (1 - 5 Klassen) für die zu bewertenden Stoffe abgeschätzt (Tab. 5). Durch Aggregation erhält man Punktezahlen zwischen 2 - 25, die sich in Stufen 1 - 5 einordnen lassen.

Insgesamt können elf verschiedene in-situ und ex-situ-Verfahren hinsichtlich ihrer Eignung zur Sanierung von mit 11 Schwermetallen sowie 81 verschiedene organische Stoffe und Cyanide belasteten Böden mit unterschiedlichen standörtlichen Bodeneigenschaften untereinander verglichen werden (s. DVWK-Materialienband i. Vorbereitung.). Tabelle 6 zeigt davon eine Auswahl. Nach Ermittlung der **optimalen** Sanierungsverfahrens bei gegebener Belastung und gegebenen Bodeneigenschaften kann anhand der Verknüpfung mit der standörtlichen Einflußnahme auf den Boden jenes Sanierungsverfahren ausgewählt werden, das am **bodenschonensten** ist, d.h. welches die geringsten standörtlichen Bodenveränderungen (kann hier aus Platzgründen nicht dargestellt werden) hervorruft. Bei der Sanierung kontaminierter Böden **können** Böden mit geringer Schutzwürdigkeit bodenschonend saniert werden. Böden mit mittlerer Schutzwürdigkeit **sollen** bodenschonend saniert werden und Böden mit hoher Schutzwürdigkeit **müssen** mit bodenschonenden Sanierungsverfahren saniert werden.

Diese Konzeption ist im Rahmen des FA 4.2 „Sanierung kontaminierter Böden“ des DVWK intensiv diskutiert und verbessert worden. Der besondere Dank ergeht daher an Fr. Dipl.-Chem. M. Bischoff, Fr. Dr.U. Smettan, Hr. Dr. D. Berg, Hr. Prof. Dr. H.-P. Blume, Hr. Dr. J. Fortmann, Hr. Dr. J. Hanel, Hr. Dr. K. Prade, Hr. Dr. E. Preuß, Hr. Dr. C. Nitsche, Hr. Dr. V. Schulz-Behrendt.

Literatur: Litz, N. und H.-P. Blume (1992): System for Predicting the Vulnerability of Soils to Organic Chemicals. Proceeding of the International Symposium on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe. 12 - 16 October, 1992, Budapest, Hungary, 835 - 843. **Litz, N.** (1995) unveröffentlicht. **Litz, N., U. Smettan und S. Mayer** (1996): Zur Ermittlung der Schutzwürdigkeit von Böden in Verbindung mit der Sanierung kontaminierter Böden. Wasserwirtschaft 86 (2), 68 - 73

Tab. 1: Kriterien zur Ermittlung und Einstufung der Schutzwürdigkeit von kontaminierten Böden bei einer Bodensanierung

- 1) **Seltenheit** (1 - 5 Punkte) anhand der Häufigkeitsverteilung von Bodentypen bzw. assoziations-
- 2) **Empfindlichkeit** (1 - 5 Punkt) gegenüber Stoffeinträgen anhand der Bindung an Humus und Ton und gegenüber einer Horizontzerstörung
- 3) **Regenierbarkeit** (1 - 5 Punkte) anhand der Einstufung der Entwicklungsdauer der Bodenbildung
- 4) **Einstufung in Böden**
 - geringer Schutzwürdigkeit
 - mittlerer Schutzwürdigkeit
 - hoher Schutzwürdigkeit

Tab. 2: Verknüpfung des Bindungsvermögens des Bodens mit den Bindungseigenschaften der Schadstoffe zur Ermittlung der Bindungsstufe

Bindungsvermögen des Bodens		Bindungseigenschaften der Schadstoffe
KAK_{pot} cmol/kg	< >	K_{oc} / K_{Ton}
		bzw. Bindungsstärke der organischen Schadstoffe und der Schwermetalle
(in Klassen 1 - 5)		(in Klassen 1 - 5)
Bindungsstufen 1 - 5 (sehr hoch - sehr gering)		

Tab. 3: Abbaustufen organischer Schadstoffe, Cyaniden und Schwermetallen

organische Schadstoffe u. Cyanide (90%iger Abbau): **Abbaustufen 5 - 1 (sehr schnell - sehr langsam o. nicht abbaubar) bzw.**

Schwermetalle: **Abaustufe 1 (sehr langsam o. nicht abbaubar)**

Tab. 4: Verknüpfung der Luftleitfähigkeit des Bodens mit dem Dampfdruck der Schadstoffe zur Ermittlung der Eignungsstufe zur Sanierung über den Luftpfades

Luftleitfähigkeit des Bodens in		Dampfdruckklassen o. Henry-Konstante
Abhängigkeit der Bodenart und	< >	organischer Schadstoffe u. Cyanide*
Lagerungsdicht n DIN 4220		in hP bei 20 - 25°C bzw. H
Klasse 1 - 5		Klasse 1 - 5

Eignungsstufe des Luftpfades zur Sanierung (Stufe 1 - 5, sehr hoch - sehr gering)

* für Schwermetalle Klasse 1

Tab. 5: Verknüpfung der Wasserdurchlässigkeit mit der Löslichkeit von Schadstoffen zur Ermittlung der Eignungsstufe zur Sanierung über den Wasserpfad

gesätt. Wasserleitfähigkeit in		Wasserlöslichkeitsklassen der
Abhängigkeit von der Bodenart und	< >	organischer Schadstoffe u. Cyanide
Lagerungsdichte n DIN 4220		Löslichkeitsklassen der Schwermetalle
Klasse 1 - 5		Klasse 1 - 5

Eignungsstufe des Wasserpfades zur Sanierung (Stufe 1 - 5, sehr hoch - sehr gering)

Tab. 6: Einstufung von Sanierungsverfahren entsprechend der standort- und schadstoffspezifischen Abbau-, Bindungs- und Eignungsstufen des Luft- und Wasserpfades

Eignung der insitu-Sanierungsverfahren	Abbaustufen					Bindungsstufen					Eignungsstufen									
											Luftpfad					Wasserpfad				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Mikrobiologie	0	1	3	4	5	5	4	3	1	0	1	3	5	4	3	1	3	5	4	3
Erschöpfungsanbau	0	1	3	4	5	5	5	3	1	0	1	3	5	4	3	2	3	4	2	1
Luftabsaugung	1	2	3	4	5	5	4	3	1	0	0	1	3	5	5	1	3	5	4	3
Immobilisierung	5	5	5	5	5	2	3	4	5	5	5	5	4	3	2	5	4	3	2	1
Elektrosanierung	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	0	1	3	5	5	0	1	3	5	5
Extraktion	1	2	3	4	5	5	5	3	1	0	1	3	5	3	2	0	1	3	5	5

Probleme großräumiger Bodenkontaminationen aus wirtschaftlicher und politisch-rechtlicher Sicht

von

Grunewald, K.*

Das Problem großräumiger Bodenkontaminationen

Die heutige Sorge um den Boden entstammt in den Industrieländern meistens weniger den Ängsten um die Standorte der Nahrungsmittelproduktion, sondern einem allgemeinen nicht näher spezifizierbaren Unbehagen über Veränderungen der vertrauten Umwelt (Hartge, 1989), welches wesentlich durch diffuse, schleichende, irreversible Bodenverunreinigungen hervorgerufen wird. Der Boden muß zunehmend Entsorgungsfunktionen wahrnehmen.

Können Bodenkontaminationen Gesundheitsschäden ohne reale Vergiftungserscheinungen, Toxikopie genannt, auslösen?

Jahrelang wurde in der Öffentlichkeit besorgt die Frage diskutiert. „Wie lange reichen unsere Rohstoff-Lagerstätten“? Aber das Ausmaß der aus Naturressourcen industriell hergestellten bzw. freigesetzten Stoffe, ihre Dissipation in der Umwelt sowie ihre Deposition und Akkumulation im Boden veranlaßt zunehmend folgende Fragestellungen: Wann ist der Boden „voll“? Können Schadstoffe im Boden festgelegt oder gar wieder „geologisiert“ werden? Wie sind Nutz- und Schutzgüter zu sichern? Wie verhalten sich potentielle Gifte im Boden im Verlauf der Zeit und bei Änderung der Milieubedingungen?

Nachdem lange Zeit die stofflichen Bodenbelastungen vorwiegend auf die Altlastenproblematik zurückgeführt wurden, setzt sich aufgrund quantitativ und qualitativ neuer Erkenntnisse (u.a. die Dimensionen von Verunreinigungen in Ostdeutschland) jetzt langsam die Ansicht durch, daß eine Beschränkung auf punktförmige und kleinflächige Belastungen nicht mehr ausreicht (Altlasten II, 1995).

Unser theoretisches Verständnis über ökologische Prozeßabläufe in Landschaften ist noch relativ begrenzt (Bork et al., 1995). Großräumige Umweltstudien sind aufgrund der außerordentlichen Komplexität, Kompliziertheit, Vernetzung und Verflechtung sowie Dynamik der ökologischen und sozioökonomischen Zusammenhänge schwer durchzuführen bzw. zu interpretieren.

Unter Bodenkontamination versteht man die durch anthropogene Einflüsse hervorgerufenen, über das natürliche Verteilungsmaß hinausgehenden, im oder auf dem Boden angereicherten lokalen Stoffansammlungen, die infolge physikalischer, chemischer oder biologischer Prozesse mobilisierbar sind und dadurch zu einer Belastung und/oder Gefährdung natürlicher Lebensabläufe werden können (in Anlehnung an den Definitionsvorschlag aus Springers Umweltlexikon, 1995). Das Kontaminationsgebiet sollte einige 100 Hektar umfassen und die Schadstoffanreicherung mehr als 10 cm mächtig sein, um es als „großräumig“ zu charakterisieren.

Das heutige Ausmaß von Bodenkontaminationen ist in europäischen Industrie-Agrarländern weltweit am bedrohlichsten (Tab. 1).

* Dr. K. Grunewald, TU Dresden, Institut für Geographie, 01062 Dresden

Tab. 1 Areales Ausmaß chemischer Bodenveränderungen im globalen Maßstab (nach Oldeman et al., 1991)

Region	Durch chemische Einflüsse verändertes Gesamtareal [Mio ha]	davon [%]			
		Nährstoffverlust	Versalzung	Kontamination	Versauerung
Welt	239,1	57	32	9	2
Afrika	61,5	73	24	-	2
Nordamerika	0,1	0	0	0	100
Zentralamerika	6,9	61	33	6	0
Südamerika	70,3	97	3	0	0
Asien	73,2	20	72	2	6
Europa	25,8	12	15	72	1
Australien	1,3	31	69	0	0

Ursachenkomplexe für das Entstehen großräumiger Bodenkontaminationen sind (vgl. Grunewald et al., 1995)

- die Entsorgung von Abfällen verschiedener Art,
- militärische Liegenschaften,
- atmosphärische Immissionen,
- flächenhafte und langzeitige Stoffeinträge,
- Naturereignisse und -katastrophen sowie
- Unfälle, Havarien, Umweltkriminalität und Kriege.

Das ambivalente Verhältnis der Wirtschaft zum Boden

Wirtschaftliche Tätigkeiten ohne Stoffemissionen sind nicht denkbar. Es fallen Reststoffe (z.T. Schadstoffe) an, die direkt oder indirekt u.a. großräumige Bodenkontaminationen bewirken können. Bezüglich der Menge und des Gefährdungspotentials der emittierten Stoffe sind insbesondere die Bereiche Grundstoffindustrie, Metallurgie, chemische Industrie, agrar- und ernährungswirtschaftliche Industrie, Erzbergbau sowie Ölraffinerien zu benennen.

Ein bedeutender Verursacher von Verschmutzungen ist auch der Dienstleistungssektor, vor allem der Handel, der neben enormen Flächenverbrauch für hohe Emissions- und Abfallraten verantwortlich zeichnet.

Ergreift ein Wirtschaftsunternehmen freiwillig Maßnahmen um die Umwelt (Boden) weniger zu belasten, so verschlechtert er i.d.R. seine Wettbewerbssituation, denn „einerseits ist jeder wirtschaftliche Entscheidungsträger an einer intakten Umwelt als Lebensraum und auch als Produktionsfaktor interessiert, andererseits wird er, vom Eigeninteresse geleitet, versuchen, möglichst viele Kosten seiner Aktivitäten zu externalisieren“ (Geres, 1992).

Die Monetarisierung von Umweltschäden ist gebräuchlich, um widerstreitende Einzelinteressen bzw. Kompensationslösungen rationaler abwägen zu können. Bei großräumigen Bodenkontaminationen bereitet die Realisierung jedoch Schwierigkeiten, insbesondere aufgrund

- der oft diffusen Verteilung der Kontaminanten und der damit zumeist komplizierten räumlichen Abgrenzungsmöglichkeiten sowie
- der Vielschichtigkeit der potentiellen Verursacher.

Ein gleichbleibender Verbrauch an Ressourcen (insbesondere die Freisetzung der Bestandteile von fossilen Rohstoffen) und die anhaltende Herstellung synthetischer Chemieprodukte wird langfristig weiter zu Akkumulationseffekten in den Umweltmedien führen.

Bezüglich der großräumigen Bodenkontaminationen ist der Trend zu

- größeren räumlichen Ausmaßen,
- noch diffuseren Stoffverteilungen und
- einer Zunahme der Diversität der eingebrachten Stoffe

gegeben, womit das Gefährdungspotential immer weniger überschaubar wird. Die Folge kann eine Ressourcenerschöpfung bzw. Überforderung sein. Deshalb ist die tendenzielle Immaterialisierung der Produktion eine notwendige Aufgabe, da die völlige Veränderung unseres Lebensstils unrealistisch ist. Ziel ist die „Entkoppelung“ von Wirtschaftswachstum und Umweltbelastung. Aber selbst diese allein reicht nicht für die Sicherstellung einer nachhaltigen umweltverträglichen Entwicklung, da kumulative Effekte nicht verhindert werden können.

Politisch-rechtliche Aspekte

Politik und Recht sind entscheidende Regulatoren des Umweltschutzes und haben somit großen Einfluß auf die Verursachung großräumiger Bodenkontaminationen sowie deren Sanierung. Das politische System muß bezüglich des Ressourcenschutzes präventive Funktionen übernehmen, die Erarbeitung wirksamer Strategien veranlassen und für deren Umsetzung sorgen. Die derzeitige umweltpolitische Debatte in Deutschland ist von dem Konflikt zwischen der Forderung nach verstärkter staatlicher Regulierung gegenüber der Forderung der Wirtschaft nach mehr Eigenverantwortung geprägt.

Ausfluß der Umweltpolitik ist das Umweltrecht. Dieses beinhaltet anthropozentrische Zielvorgaben, die durch ökozentrische Ansätze ergänzt werden. Wirksamstes Prinzip des Umweltrechts ist das Verursacherprinzip. Es hat zum Ziel, die Kosten zur Vermeidung, zur Beseitigung oder zum Ausgleich von Umweltbelastungen dem Verursacher anzulasten, d.h. dafür Sorge zu tragen, daß die Kosten bisher nicht entgelteter Umweltnutzungen in die private Kostenrechnung einbezogen werden (Geres, 1992). Da dieses Prinzip bei großräumigen Bodenkontaminationen aufgrund der schwierigen juristischen Identifizierungs- und Bewertungsmöglichkeiten faktisch kaum umgesetzt werden kann, kommen überwiegend das Gemeinlast-, Vorsorge- und Kooperationsprinzip zur Anwendung.

Die politisch-juristische Durchsetzung des Bodenschutzes ist aber auch problematisch wegen

- der Querschnittsaufgabe, d.h. alle Gesellschaftsbereiche sind betroffen,
- dem relativ junge Alter derartiger Fragestellungen,
- der Kompliziertheit, Interdisziplinarität und Internationalität der zu lösenden Aufgaben.

Eine weitere Schwierigkeit besteht in dem „Dreiecksverhältnis“ zwischen Verursachern von Bodenschädigungen, privat Geschädigten und der Allgemeinheit, woraus die Notwendigkeit erwächst, die Haftungsregeln des Privatrechts mit dem öffentlichen Recht abzustimmen. Die Probleme mit großräumigen Bodenkontaminationen und Altlasten zeigen, daß das Modell der privatrechtlichen Selbstorganisation des Bodenschutzes vor den veränderten Anforderungen einer industriellen und technischen Nutzung versagt. Der Bodenschutz hat sich zu einer staatlichen Aufgabe entwickelt und ist in das öffentliche Recht zu übertragen (Schulz, 1995).

Das zur Diskussion vorliegende Bundes-Bodenschutzgesetz kann geeignet sein, den Boden als drittes Medium in die Umweltpolitik zu integrieren und Rechtssicherheit bezüglich der Vor- und Nachsorge von Bodenkontaminationen zu schaffen. Allerdings muß bezweifelt werden, daß mit dem Gesetz eine wirksame Handhabung zur Verhinderung schleichender, großräumiger Bodenveränderungen und -kontaminationen vorliegen wird.

Im Gesetzentwurf (E-BBodSchG, 1995) findet man überwiegend allgemein formulierte Handlungsempfehlungen; z.B. „Die Länder können darüber hinaus Gebiete, in denen flächenhaft schädliche Bodenveränderungen auftreten oder zu erwarten sind, die dort zu ergreifenden Maßnahmen bestimm-

men sowie weitere Regelungen über gebietsbezogene Maßnahmen des Bodenschutzes treffen“ (§28(3)).

Nach- und Vorsorgemaßnahmen sollen über untergesetzliche Regelungen in Form einer Bodenschutz- und Altlastenverordnung realisiert werden (Bachmann, 1995). Eine Reihe von Fragen sind jedoch noch offen, u.a. (s. z.B. Köppl, 1995)

- verfassungsrechtliche Zuständigkeiten (Bund - Länder),
- Abgrenzungen zu anderen Rechtsbereichen (Verursacherbereiche in anderen Gesetzen geregelt; BBodSchG greift nicht ein),
- Finanzierungsfragen (Bund - Länder; Öffnungsklauseln),
- nach außen verbindliche Umsetzungsstrategien (fachliche Grundsätze zwar verankert, aber förmliche Verfahren und Instrumentarien zur Realisierung z.T. noch unklar).

Insgesamt ist die Problematik großräumiger Bodenkontaminationen noch relativ neu. Es müssen sowohl hinsichtlich der ökologischen Auswirkungen, als auch bezüglich der rechtlichen und ökonomisch-sozialen Wechselwirkungen Erfahrungen gesammelt werden.

Literatur

Altlasten II (1995): Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Sondergutachten, Metzler-Poeschel, Stuttgart

Bachmann, G. (1995): Fachliche Anforderungen des Bodenschutzes nach dem Entwurf BBodSchG und den untergesetzlichen Regelungen. Stand und Ausblick beim stofflichen und sog. nichtstofflichen Bodenschutz, 1. Sächsische Bodenschutztag, Tagungsband, Dresden, S. 13-19

Bork, H.-R.; C. Dalchow; H. Kächele; H.-P. Piorr; O. Wenkel (Hrsg.)(1995): Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland, Ernst & Sohn, Berlin

E-BBodSchG (1995): Gesetz zum Schutz des Bodens, 3. Referentenentwurf, Aug. 1995, Bonn

Geres, R. (1992): Umweltökonomie und Luftreinhaltungspolitik in Deutschland, Verlag Dr. Kovac, Hamburg

Grunewald, K.; H. Barsch, W. Bechmann; H. Bukowsky (1995): Methodische Ansätze zur Erkundung großflächiger Bodenkontaminationen, UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox., 7(6)1995, S. 331-336

Hartge, K.H. (1989): Böden unter steigender Intensität und Vielfalt der Beanspruchungen, DFG, Mitteilung XVII der Senatskommission für Geowiss. Gemeinschaftsförderung, VCH, Weinheim, S. 111-125

Köppl, M. (1995): EGAB quo vadis? - Erstes Gesetz zur Abfallwirtschaft und zum Bodenschutz im Freistaat Sachsen, 1. Sächsische Bodenschutztag, Tagungsband, Dresden, S. 21-24

Oldeman, L.R.; R.T.A. Hakkeling; W.G. Sombroek (1991): World Map of the Status of Human-induced Soil Degradation: An Explanatory Note. 2nd edition, International Soil Reference and Information Centre, Wageningen and United Nations Environment Programme, Nairobi

Schulz, R. (1995): Die Lastentragung bei der Sanierung von Bodenkontaminationen, Verlag Duncker & Humblot, Berlin

Springers Umweltlexikon (1995): Hrsg. von Bahadir, M.; H. Parlar; M. Spittler, Springer-Verlag, Berlin

Abschätzung geogener Schwermetallgehalte in Böden und eine Anleitung zur flächenhaften Erfassung von Schwermetallen

von

Gehrt, E.*; Hindel, R.; Weidner, E.**

1 EINLEITUNG

Im Rahmen des UBA-Forschungsvorhabens 10701001 "Kennzeichnung der Empfindlichkeit der Böden gegenüber Schwermetallen unter Berücksichtigung von lithogenem Grundgehalt, pedogener An- und Abreicherung sowie anthropogener Zusatzbelastung" wurden für verschiedene Gesteine und Gesteinsderivate Spannen geogener (lithogener und pedogener) Schwermetallgehalte ermittelt. Die Zielrichtung des Forschungsvorhabens war die Ermittlung von Referenzwerten zur Abgrenzung geogener Grundgehalte und anthropogener Zusatzbelastung. Die ermittelten Kennwerte erlauben keine Aussagen zur ökotoxikologischen Relevanz. Unter geogenem Grundgehalt werden die lithogenen Schwermetallgehalte von Festgesteinen oder periglazialen Mischsedimenten und die durch pedogene Verlagerung veränderten Gehalte verstanden. Anhand systematischer, flächenhafter Beprobungen konnte eine generelle Vorgehensweise für die räumliche Erfassung der Schwermetallgehalte erarbeitet werden. Auf dieser Grundlage beruht die in Kap. 7.2 der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1994) beschriebene Anleitung zur „Kartierung und Probenahme im Rahmen von Schwermetalluntersuchungen“.

Mit der vorgestellten Vorgehensweise ist problemorientiert eine Minimierung des Aufwandes sowohl bei der Analytik als auch bei der Erfassung der räumlichen Verbreitung von Schwermetallen zu erreichen. Mit den Schwellenwerten und der Kartieranleitung wird den ausführenden Dienststellen und Ingenieurbüros eine Leitlinie für die Bearbeitung an die Hand gegeben. Hier sollen exemplarisch die Ergebnisse und die Vorgehensweise bei der Übertragung für punktuelle oder flächenhafte Aussagen erläutert werden.

2 METHODEN

Bei der Beprobung wurden Angaben zur Lithologie der Fest- und Lockergesteine, zu den periglazialen Lagen und deren Lößgehalten, der Bodenart incl. Tongehalt, den Bodenhorizonten und der Nutzung aufgenommen. Die Parameter wurden einzeln und in Kombination in bezug auf ihre Relevanz für die Schwermetallgehalte getestet. Für die Kennwertermittlung wurden diese Angaben zu 28 Gruppen der Fest- und Lockergesteine, drei periglaziale Lagen mit drei Lößgehaltgruppen und 45 idealisierten Bodenhorizonten zusammengefaßt. Die annähernd 20.000 Proben verteilen sich auf etwa 130 Gruppen. Die Mehrzahl der untersuchten Teilkollektive sind damit ausreichend mit Proben belegt.

Die Schwermetallanalytik erfolgte für die Elemente Pb, Cu, Zn, Cd, Ni, Co, Li, Mn durch Gesamtaufschluß mit Flußsäure, für As, Sb mit Königswasseraufschluß und Hg über den bei 900 °C freigesetzten Anteil und jeweiliger Messung im AAS. Bei einer Teilmenge der Proben wurden die Gehalte von 37 Elementen über RFA ermittelt.

Die Kennwerte der geogenen Hintergrundgehalte werden in Tabellen getrennt nach den Gesteinen, den Fließerden, den Tongehalten, den Lößgehalten und Bodenhorizonten mit Angaben zur Probenanzahl, zum geometrischen Mittel und verschiedenen Streuungsmaßen (Standardabweichung der Zehnerlogarithmen der Meßwerte, Vertrauensgrenzen der Mittelwerte und den Unter- und Obergrenzen des Zwei-Sigma-Bereichs) mitgeteilt. Als Hintergrund-, Schwellen-, Prüf- oder Referenzwert wird entsprechend der Konvention die Obergrenze des Zwei-Sigma-Bereichs angenommen. Graphisch werden die Ergebnisse mittels Boxplots mit Angaben zum Vertrauensbereich des geometrischen Mittels und dem Ein- bzw. Zwei-Sigma-Bereich dargestellt.

* Dr. E. Gehrt, Dr. R. Hindel: NLfB, Stillweg 2, 30655 Hannover

** E. Weidner: Hess. Landesamt f. Bodenforschung, Leberberg 9, 65193 Wiesbaden

3 ERGEBNISSE

Als Ergebnis der Untersuchungen zeigt sich, daß der geogene Gehalt an Schwermetallen von der Lithologie der im Untergrund anstehenden Gesteine (z.B. Sandstein, Kalkstein, Basalt) dominiert wird. Wie aus Abb. 1 hervorgeht, treten bei den lößfreien Basislagen zwischen den verschiedenen Gesteinen bei der Obergrenze des Zwei-Sigma-Bereichs z.B. im Nickelgehalt Unterschiede bis zu 600 mg/kg auf.

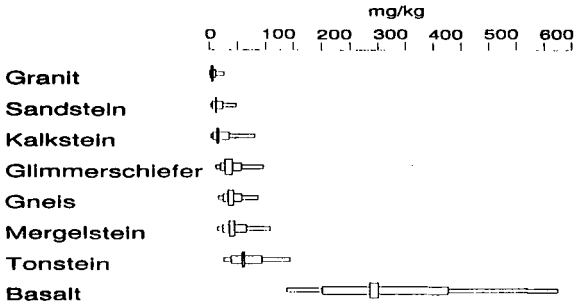


Abb. 1. Nickelgehalte ausgewählter Basislagen verschiedener Festgesteine. Aufbau des Boxplots vgl. Kap. 2 Methoden.

An zweiter Stelle beeinflußt die stoffliche Zusammensetzung durch Mischung verschiedener Gesteine und die Bodenart die Schwermetallgehalte. Häufig ist hier eine Mischung aus Löß und festgesteinsbürtigen Fließerdern vorhanden. Es treten aber auch untergeordnet andere Mischungen wie z.B. von Solifluktionsmaterial verschiedener Festgesteine auf. Solche Sonderfälle werden hier nicht abgedeckt. Bei den periglazialen Deckschichten des Berglandes ist eine Korrelation zu den Lagen zu erkennen, da diese eine spezifische stoffliche Zusammensetzung aufweisen (Basislagen im wesentlichen aus dem Festgestein, Mittellagen häufig lößreich, Hauptlagen deutlich lößbeeinflußt, aber mit höheren festgesteinsbürtigen Anteilen). Im Einzelfall können in einer Lage jedoch erhebliche Unterschiede in der stofflichen Zusammensetzung auftreten. Aufgrund der Erfahrungen lassen sich in der Regel maximal drei Klassen von Mischungsverhältnissen sicher im Gelände ansprechen (vgl. Tab.1). Weitergehende Differenzierungen sind aufgrund von Analyseergebnissen nicht abzuschern.

Tab. 1: Klassen zur Abschätzung der Zusammensetzung periglazialer Deckschichten. Die Zusammensetzung wird mit den in der KA4 (AG Bodenkunde 1994) aufgelisteten lithologischen und genetisch-petrographischen Begriffen beschrieben. Die Quantifizierung der Gemenge erfolgt in drei Klassen. Ohne Mischung kann die quantitative Angabe entfallen. Die Mischungsverhältnisse sind für den Fein- und Grobboden getrennt anzugeben.

Gruppe	Anteil in %	Bezeichnung
1	0 - 25 %	geringe Anteile
2	25 - 75 %	mittlere Anteile
3	75 -<100 %	hohe Anteile

Beispiel:

Lol3,^s1/^s = Feinboden aus 75-100 % Lößlehm und 0-25 % Sandsteinmaterial /Grobboden aus 100 % Sandstein

In den Abbildungen 2 bis 4 ist exemplarisch für die Sandstein-, Tonstein-, und Basaltgebiete der Einfluß der stofflichen Zusammensetzung in Decklagen dargestellt. Die geringen Nickelgehalte des Sandsteins werden mit steigendem Lößanteil in den Fließerdern bzw. Lagen erhöht, in Tonsteingebieten sinken dagegen die Nickelgehalte mit steigendem Lößanteil. Der Einfluß des Faktors Lößgehalt ist geringer als der Einfluß der verschiedenen Festgesteine. So zeigen die Obergrenzen der Zwei-Sigma-Bereiche der Nickelgehalte in den Lößgehaltsvarianten bzw. Decklagen Unterschiede von z.B. in Sandsteingebieten um 20 mg/kg, in Tonsteingebieten um 40 mg/kg und in den Basaltgebieten bei 200 mg/kg.

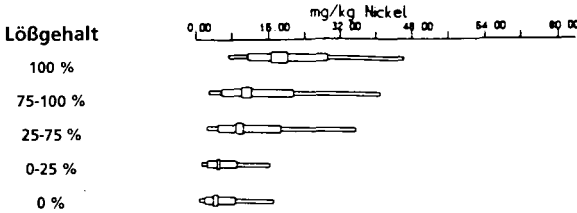


Abb. 2: Nickelgehalte von Decklagen mit unterschiedlichen Lößgehalten aus Sandsteingebieten. Aufbau des Boxplots vgl. Kap. 2 Methoden.

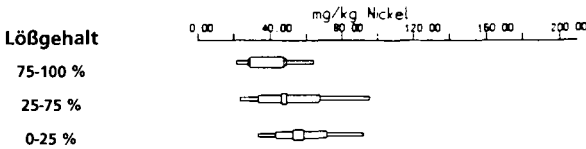


Abb. 3: Nickelgehalte von Decklagen mit unterschiedlichen Lößgehalten aus Tonschiefergebieten. Aufbau des Boxplots vgl. Kap. 2 Methoden.

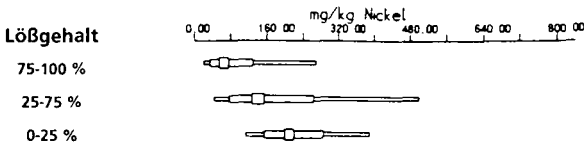


Abb. 4: Nickelgehalte von Decklagen mit unterschiedlichen Lößgehalten aus Basaltgebieten. Aufbau des Boxplots vgl. Kap. 2 Methoden.

Der Einfluß holozäner Anreicherungs- und Verarmungs-Horizonte (z.B. Ah, Ae, Bt, Bs) ist im Regelfall vergleichsweise gering. Stärke Anreicherungen sind z.B. bei gut entwickelten Podsolen-Bs-Horizonten bei den Elementen Eisen und Mangan nachzuweisen. Wesentliche Einflüsse gehen dagegen von älteren Bodenbildungen z.B. aus dem Tertiär aus. Hier konnten z.B. in Bohnerzen im Göttinger Wald bis zu hundertfach höhere Gehalte nachgewiesen werden. Großräumig sind solche pedogenen Anreicherungen in den paläozoischen Mittelgebirgen und im Basaltgebiet des Vogelsberges zu erwarten. Die hohen Gehalte und Schwankungsbreiten der Basislagen sind wohl auf die Beimengung alter Bodenhorizonte zurückzuführen.

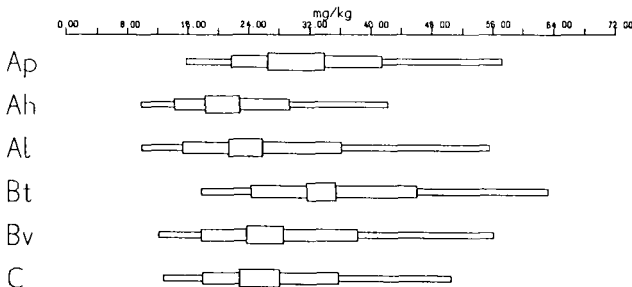


Abb. 5: Mittlere Nickelgehalte der Horizonte von Lößparabraunerden. Aufbau des Boxplots vgl. Kap. 2 „Methoden“.

4 BEWERTUNG DER SCHWERMETALLGEHALTE UND FLÄCHENHAFT DARSTELLUNG

Anhand der ermittelten Kennwerte lassen sich punktuelle Meßdaten bewerten. Voraussetzung ist allerdings die Kenntnis der Lithologie, der Mischungsverhältnisse, der bodenkundlichen Parameter und der Nutzung. Bei der Beprobung sollte deshalb immer auf eine in diesem Sinn ausreichende Profilsprache geachtet werden. Bei dem Vergleich anderweitig analysierter Proben ist zu berücksichtigen, daß die hier ermittelten Kennwerte sich auf Gesamtgehalte beziehen.

Anhand der ermittelten Kennwerte ist durch Verknüpfung mit geologischen oder bodenkundlichen Informationen eine flächenhafte Aussage zu den geogenen Grundgehalten möglich. Für entsprechende Auswertungen wird ein Vorgehen in drei Stufen unterschiedlicher Genauigkeit vorgeschlagen:

A: Grobe Abschätzung der Schwermetallgehalte (Prognose)

Maßstabebene < 1:200.000

Durch Verknüpfung der geogenen Schwermetallgehalte mit vorhandenen Bodenkarten lassen sich die Kennwerte regionalisieren. Die räumliche Aussageschärfe hängt bei diesem Verfahren von der Genauigkeit der Grundlagenkarte ab. Für kleinere Maßstäbe ergeben die ermittelten Kennwerte eine ausreichende inhaltliche Genauigkeit. Entsprechende Karten sind in Niedersachsen für den Übersichtsmaßstab 1:500.000 in Vorbereitung. Geogene Anreicherungen z.B. aus Vererzungen sind mittels dieser Methode nur bedingt zu erfassen. Sollen solche Anreicherungen erfaßt werden, ist wie unter Punkt C zu verfahren.

B: Regional angepaßte Abschätzung der Schwermetallgehalte

Maßstabebene 1 : 5.000 bis 1 : 200.000

Für Aussagen in den mittleren Planungsebenen wird eine regionale Überprüfung vorgeschlagen. Dafür ist eine gezielte Beprobung ausgewählter Bodenformen (innerhalb einer lithologischen Einheit im Schnitt 20 Profile mit ca. 100 Proben) notwendig. Bei deutlicher Abweichung ist zu überprüfen, ob diese Abweichung geogen oder anthropogen bedingt ist. Ggf. ist eine weitere Verdichtung wie unter Punkt C erforderlich. Nach Abgleich der Analysenwerte mit den überregional erhobenen Kennwerten und regionaler Anpassung können die Daten ebenfalls anhand der Bodenkarten regionalisiert werden. Die Bodenkarten sind mit einem im Vergleich zur flächenhaften Beprobung geringen Aufwand zu erstellen. Unter Benutzung der exemplarisch ermittelten Kennwerte sind damit schnell Vorstellungen zur Schwermetallverbreitung für nicht oder nur gering anthropogen belastete Gebiete zu ermitteln. Sofern keine Bodenkarten im problembezogenen Maßstab vorliegen, ist wie folgt eine Kartierung vorzunehmen:

1. Zusammenstellung vorhandener Unterlagen (Konzeptbodenkarte). Bei zu erwartender anthropogener Belastung sind neben den natürlichen Faktoren auch die Standorte mit potentiellen Veränderungen zu erfassen (Baugrundkarten, Gewerbegebiete, Altablagerungsgebiete, Immissionsdaten etc.).
2. Übersichtskartierung, ggf. mit Profilgruben zur Ermittlung der Bodenformen und deren Variabilität
3. Flächenhafte Kartierung des Untersuchungsgebietes im problembezogenen Maßstab und entsprechend der ermittelten Variabilität.

C: Flächenhafte Beprobung und Analyse der Schwermetallgehalte

Maßstabebene > 1:5.000 und hohe regionale Anpassung

Bei hohem Anspruch an die regionale Gültigkeit der Schwermetallwerte ist eine Probenahme und Kartierung entsprechend der zu erwartenden Variabilität der Einflußfaktoren erforderlich. So sind anthropogen veränderte Standorte problembezogen flächenhaft zu beproben (Raster, Catena etc.). Die Dichte richtet sich nach der zu erwartenden geogenen bzw. anthropogenen Variabilität. Hinweise dazu sind z.B. den Oberflächenformen, den geologischen und bodenkundlichen Karten oder der ehemaligen Nutzung zu entnehmen.

5 LITERATUR

AG Bodenkunde (1994): Bodenkundliche Kartieranweisung.- 4. Auflage, Hannover

Hindel, H., Fleige, H., Becker-Gretenkord, W., Bombien, H., Gehrt, E., Heisler, J., Moldenhauer, K. M., Schön, J. & Weidner, E. (1993): Kennzeichnung der Empfindlichkeit der Böden gegenüber Schwermetallen unter Berücksichtigung von lithogenem Grundgehalt, pedogener An- und Abreicherung sowie anthropogener Zusatzbelastung.- Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 107 01 001/2, Hannover (unveröff.)

Erarbeitung substratbezogener Schwermetallhintergrundwerte Thüringer Böden - Vorgehen und Ergebnisse

von

Steinert, P.*

Das Projekt wurde finanziert vom TMLNU, bearbeitet von der Bietergemeinschaft AUA GmbH und JENA GEOS GmbH und fachlich begleitet von der TLG und von der TLU.

1. Einleitung

Zur Bewertung der Schwermetallbelastung der Böden einer Region ist es erforderlich, die als normal einzustufende Hintergrundkonzentration an Schwermetallen zu erfassen. Diese wird bestimmt:

- durch die geologische Herkunft des Ausgangsmaterials der Böden.
- von Schwermetallverlagerungen infolge pedogener Prozesse und
- durch die langjährige, diffuse anthropogene Immission.

Zielstellung des Projektes ist es, die geogenen Schwermetall-Grundgehalte Thüringer Böden einschließlich des ubiquitär eingetragenen Anteils zu kennzeichnen. Die Untersuchungsergebnisse dienen der Erarbeitung von Richtwerten für wenig belastete Thüringer Böden. Diese ermöglichen eine exaktere Beurteilung von Belastungen. Sie werden die existierenden Listen ersetzen, die nach uneinheitlichen Gesichtspunkten und oft für geopedologisch völlig anders zusammengesetzte Regionen erstellt wurden.

2. Methodisches Vorgehen

Nicht nur aus Kostengründen wurde gegenüber einer genügend engmaschigen Rasterbeprobung der Landesfläche der Alternative der gezielten Untersuchung in Schürfgebieten der Vorrang gegeben.

Bisher wurden folgende Arbeitsschritte absolviert:

- Recherche der für Thüringer Böden bereits vorhandenen Daten; Zuordnung zu den Kartierungseinheiten.
- Auflistung der wichtigsten stratigraphischen Einheiten Thüringens (Tab. 1); Aufteilung der Geländearbeit auf drei Bearbeitungsjahre.
- Probenahme in allen größeren Verbreitungsgebieten jeder stratigraphischen Einheit, um
 - die Differenziertheit der ausgebildeten Böden (Deckschichtenproblematik) und
 - unterschiedliche Bodennutzungenzu erfassen.

Es wurden 174 Profile in 68 Schurfgebieten untersucht und dabei 22 Substratgruppen erfaßt (Schwermetalldruckaufschluß nach HINDEL und FLEIGE). Außerdem wurden bisher 700 Altdaten aus Oberböden (Königswasser-Aufschluß) verwertet. An Begleitparametern liegen vor: pH-Wert, Tongehalt, Humusgehalt und Sorption.

- Ausweis der verschiedenen Perzentilgehalte für jedes Schwermetall und As in den differenzierten Substratgruppen, testweise zusammengefaßt zu Bodenlandschaften mit unterschiedlich diversiver Ausstattung.

Das ist der gegenwärtige Bearbeitungsstand.

* Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Abt. Abfallwirtschaft/Altlasten/Bodenschutz, Prüssingstraße 25, 07745 Jena

Im letzten Bearbeitungsjahr 1996 sollen weitere Altdaten einbezogen werden und eine abschließende statistische Bearbeitung des Gesamtdatenpools mit folgenden Zielstellungen durchgeführt werden:

- Ausweis regional differenzierter Gehalte und Werte,
- Erreichung flächendeckender Aussagen auf der Basis einer statistisch gesicherten Datenlage.
Dafür sind Generalisierungen vorgesehen und für die Handhabbarkeit des Hintergrundwertekatalogs auch notwendig.
- Nach Zusammenführung von Gruppierungen wird geprüft:
 - der Einfluß pedogener Prozesse, insbesondere Verbraunung, Podsolierung und kolluviale Umlagerung,
 - der Einfluß periglazialer Deckschichten und
 - der Einfluß der Nutzung, gegliedert in Acker, Grünland und Wald.

3. Zusammenfassung des gegenwärtigen Ergebnisstandes

- Die Schwermetallgehalte Thüringer Böden sind, gemessen an bekannten Richtwerten für unbelastete Böden, in der Regel gering.
- Für Quecksilber, Cadmium sowie abgeschwächt auch für Blei besteht nur geringe Abhängigkeit vom Ausgangsmaterial der Bodenbildung.
- Die übrigen (geogenen) Schwermetallgehalte der Böden werden von den lithologisch-geochemischen Eigenschaften der Ausgangsgesteine beeinflusst und zeigen regionsspezifische Unterschiede.
- Bei einigen Schwermetallen, wie Cr, Ni, Cd, Zn und z. T. bei Arsen, werden in Abhängigkeit vom Ausgangsmaterial der Bodenbildung in Thüringen erhöhte geogene Hintergrundgehalte erreicht.
- Die Humusaufgaben von Waldböden akkumulieren Schwermetalle, vor allem Blei.

Tab. 1: Verzeichnis der erfaßten Substrate

Substrateinheit	Nummer	Substratgruppe
Proterozoikum/ Altpaläozoikum	1	Phyllite, Gneise, Glimmerschiefer, kontaktmetamorphe Schiefer
	2	Tonschiefer
	3	Schwarz- und Kiesel-schiefer
	4	Grauwacken und Grauwacken-Tonschiefer-Wechsellagerungen
	5	Quarzite
	6	Kalksteine
	7	Diabase und Diabastuffe
Jungpaläozoische Molassesubstrate	8	Sandstein
	9	Tonsteine
	10	basisch-intermediäre Effusiva
	11	saure Effusiva
Jungpaläozoikum/ Mesozoikum	12	Granite
	13	Tonsteine, Tone, Tonmergel
	14	Solifluktionsschutt mo
	15	Mergelkalke, Mergel
	16	Gipse, mergeliger Gipsersatz
	17	Kalksteine, dolomitische Kalksteine, Dolomite
	18	Keupersandsteine
	19	Buntsandsteine
	20	Kolluvien
	Känozoikum	21
22		Lösse

Tab. 2: Schwermetallgehalte (Mediane in mg/kg TS) weitgehend unbelasteter Thüringer Böden auf der Basis geogener Grundgehalte incl. ubiquitärem Eintrag

Substrat	Nutzung	Sb	As	Pb	Cd	Cr	Ni	Co	Cu	Hg	Tl	Zn
Böden vorwiegend des Thüringer Beckens	AL/GL ⁽¹⁾	0,52	7,6	31	0,13	63	43	13	25	0,07	0,46	92
Böden aus Löß	AL/GL	0,04	6,7	27	0,20	44	20	12	16	0,07	0,34	68
Böden vorwiegend des Thüringer Schiefergebirges	AL/GL	2,30	15,0	42	0,26	105	50	19	43	0,19	0,51	158
Böden des Thüringer Waldes	AL/GL	1,27	9,9	62	0,27	42	17	8,0	13	0,13	0,42	89
	Wald	1,20	10,0	82	0,13	47	17	8,2	14	0,15	0,58	58
Böden des Buntsandsteines	AL/GL	0,39	4,7	27	0,16	20	7,0	6,2	9,3	0,06	0,20	32
	Wald	0,73	5,6	42	0,13	27	9,9	5,7	11,5	0,09	0,32	31
Orientierungswerte ⁽²⁾		1,00	20,0	100	1,00	50	40	30	50	0,50	0,50	150

⁽¹⁾ AL = Ackerland; GL = Grünland

⁽²⁾ Orientierungswerte für multifunktionale Nutzungsmöglichkeiten, EICKMAN u. KLOKE 1991

Tab. 3: Vorläufige Ableitung von Schwermetallkonzentrationen für die Abgrenzung unbelasteter Thüringer Böden

As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Sb	Tl	Zn
≤ 30	≤ 0,75	≤ 0,20	≤ 100	≤ 60	≤ 0,30	≤ 75	≤ 75	≤ 1,0	≤ 1,0	≤ 150

Berücksichtigung nicht nachweisbarer Stoffgehalte bei der Ableitung von Hintergrundwerten für organische Problemstoffe in Böden

von

Joneck, M.;Prinz, R.*

Einleitung

Im Rahmen des Bodenkatasters Bayern wurden von 1987 bis 1991 Böden unterschiedlicher Nutzung und Exposition auf organische Problemstoffe (z.B. PCDD/F, PCB, PAH) untersucht. Diese Ergebnisse dienen einerseits als Datenbasis für die Inventur organischer Schadstoffe (JONECK & PRINZ, 1993), andererseits zur Ableitung von nutzungs- und raumbezogenen Hintergrundwerten (JONECK & PRINZ, 1994).

Am Beispiel der Dioxine und Furane wird auf die Problematik der Berücksichtigung von (unterschiedlich hohen) Nachweisgrenzen bei der Ableitung von Hintergrundwerten eingegangen und diese näher erläutert.

Material und Methoden

Datenbasis für die Ableitung von Hintergrundwerten sind die bayernweit im Rahmen des Bodenkatasters probierten 275 Standorte des ländlichen Raumes und der Verdichtungsräume.

Die PCDD/F-Analytik wurde von der Landesanstalt für Wasserforschung im gesamten Untersuchungszeitraum (1987 - 1991) durchgeführt.

Detaillierte Angaben über die Standort- und Profilbeschreibung, die Bodenprobennahme sowie zur PCDD/F-Analytik sind JONECK & PRINZ, 1991, 1993 zu entnehmen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Frage nach der Behandlung nicht nachweisbarer Stoffgehalte im Rahmen statistischer Auswertungen ist von zentraler Bedeutung. Ihre Relevanz ist umso größer, je mehr Daten davon betroffen sind, also unterhalb der Nachweisgrenzen liegen und je fiktiver eine Größe (z.B. ITEq, BGA-TEq) ist.

Je nach Fragestellung werden dabei verschiedene Vorgehensweisen favorisiert. Bei der Ermittlung z.B. (human)toxikologisch wirksamer Konzentrationen wird man im Sinne einer "worst case"-Betrachtung die Nachweisgrenzen berücksichtigen. Diese Vorgehensweise würde jedoch bei der Ableitung von Boden-Hintergrundwerten den konservativen Ansatz konterkarieren.

Prinzipiell sind drei Vorgehensweisen im Zusammenhang mit der Behandlung nicht nachweisbarer Stoffgehalte möglich und finden derzeit Anwendung:

- a) nicht nachweisbare Stoffgehalte bleiben unberücksichtigt und werden aus dem Datensatz gestrichen,
- b) nicht nachweisbare Stoffgehalte werden durch die Nachweisgrenze oder die halbe Nachweisgrenze berücksichtigt,
- c) nicht nachweisbare Stoffgehalte werden durch den Zahlenwert 0,0 berücksichtigt.

Verrechnet man ausschließlich "reale" Meßwerte (Fall: a), bleiben also nicht nachweisbare Problemstoffgehalte unberücksichtigt, verzichtet man auf eine grundlegende, in Fragen der Hintergrundbelastung entscheidende Information, nämlich die, wieviele der untersuchten Standorte keine detektierbare Belastung aufweisen. Dieser Informationsverlust ist, bezogen auf die Fragestellung sowie bei gleichzeitig geringen Stichprobenumfängen nicht akzeptabel, so daß diese Vorgehensweise ausgeschlossen wurde.

Werden nicht nachweisbare Problemstoffgehalte durch die Nachweisgrenzen bzw. "halbe" Nachweisgrenzen (Fall: b) ersetzt, wird eine "Nichtbelastung" berücksichtigt und - statistisch betrachtet - verrechenbar gemacht. Dabei ist aber offensichtlich, daß es bei Datensätzen mit stark unterschiedlichen Nachweisgrenzen zu erheblichen Problemen kommt. Dies kann zu Hintergrundwerten führen, die von den Nachweisgrenzen beeinflusst werden. In diesem Fall ist ein Vergleich mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen nicht möglich.

Abbildung 1 zeigt die Häufigkeitsverteilung der BGA-TEq-Oberbodengehalte für die aggregierten Kollektive Acker (A) und Grünland (G) in ländlichen Räumen (LR) und Verdichtungsräumen (VDR) bei Berücksichtigung der Nachweisgrenzen. Die Daten sind deutlich bimodal verteilt. Eine derartige Verteilung könnte in einer unzulässigen Aggregation der Datensätze begründet liegen, die durch unterschiedlich hohe PCDD/F-Gehalte in den Acker- und Grünlandoberböden bzw. in ländlichen Räumen und Verdichtungsräumen verursacht werden. Wie die Ergebnisse des Mediantests als Basis der Datenaggregation belegen (siehe JONECK & PRINZ, 1994) ist dies hier ebensowenig der Fall wie ein Wechsel des Analyseninstituts.

Wird anstelle der Nachweisgrenzen der Zahlenwert 0,0 eingesetzt (siehe Abbildungen 2) ergibt sich eine linksschiefe, eingipfelige Verteilung mit insgesamt deutlich niedrigeren PCDD/F-Gehalten. Dies verdeutlicht, daß als Ursache für die bimodale Verteilung sowie die höheren PCDD/F-Gehalte in Abbildung 1 die Berücksichtigung unterschiedlich hoher Nachweisgrenzen in Frage kommt. Eine entsprechende Überprüfung der Analyseergebnisse bestätigte diese Vermutung.

Im Laufe der 5-jährigen Untersuchungen wurden die Analysen in zwei Zeitabschnitten (1987-1989 und 1990-1991) durchgeführt, in denen sich die Qualität der Analytik deutlich steigerte (Verringerung der Nachweisgrenzen). Ergab bis 1989 die vollständige Substitution aller nicht nachweisbaren PCDD/F-Kongenerer durch die entsprechenden Nachweisgrenzen einen BGA-TEq-Wert von $3,72 \text{ ng kg}^{-1} \text{ m}_T$, waren es ab 1990 nur $1,68 \text{ ng kg}^{-1} \text{ m}_T$. Die Maxima der bimodalen Häufigkeitsverteilung in Abbildung 3 konnten so hauptsächlich auf die unterschiedlichen Nachweisgrenzen zurückgeführt werden.

Für die Aufgabe aus den Daten des Bodenkaters Bayern Hintergrundwerte für organische Problemstoffe in Böden abzuleiten, bedeutete dieses Ergebnis, daß nicht nachweisbare Stoffgehalte durch den Zahlenwert 0,0 ersetzt werden mußten. Dadurch konnten nachweisgrenzenunabhängigen Hintergrundwerte abgeleitet und ihre Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen entsprechender Untersuchungen gewährleistet werden.

Im vorliegenden Fall wurde für den vorgestellten Datensatz ein PCDD/F-Hintergrundgehalt (95%-Perzentil) von $2,3 \text{ ng BGA-TEq kg}^{-1} \text{ m}_T$ abgeleitet. Dieser Wert liegt erheblich unterhalb der bis 1990 vom Analyseninstitut eingehalten Nachweisgrenze (vgl. Abbildung 3) und verdeutlicht damit die Relevanz der Problemstellung.

HAGENMAIER & LINDIG, 1992 haben diese Problematik ebenfalls am Beispiel der PCDD/F-Analytik diskutiert. Sie kommen zu dem Ergebnis, daß vom "analytischen Standpunkt" aus betrachtet nur die Variante akzeptiert werden kann, bei der nicht nachweisbare Problemstoffgehalte durch den Zahlenwert 0,0 ersetzt werden. Ferner weisen sie daraufhin, daß in Publikationen und bei vergleichenden Untersuchungen grundsätzlich nicht mit den "fiktiven Maximalwerten" (durch Einbeziehung von Nachweisgrenzen) operiert werden sollte, da sonst nach kurzer Zeit eine unauflösbare Vermischung realer und fiktiver Werte existieren würde.

Zusammenfassung

Bei der Ableitung von Hintergrundwerten ist die Frage nach der Behandlung nicht nachweisbarer Stoffgehalte im Rahmen statistischer Auswertungen von entscheidender Bedeutung. Die Relevanz dieser Fragestellung ist umso größer, je mehr Daten davon betroffen sind und je fiktiver eine Größe (z.B. ITEq, BGA-TEq) ist. Kommt es im Rahmen von langfristigen Untersuchungsprogrammen zu einer drastischen Senkung der Nachweisgrenzen bzw. werden Ergebnisse unterschiedlicher Institutionen einer übergeordneten Auswertung zugeführt, kann dies die Problematik noch verschärfen.

Am Beispiel der PCDD/F-Gehalte landwirtschaftlich genutzter Standorte (Acker, Grünland) konnte gezeigt werden, daß die Einbeziehung unterschiedlich hoher Nachweisgrenzen (bis 1989: $3,72 \text{ ng BGA-TEq kg}^{-1} \text{ m}_T$; ab 1990: $1,68 \text{ ng BGA-TEq kg}^{-1} \text{ m}_T$) zur Ausweisung nachweisgrenzenabhängiger PCDD/F-Hintergrundwerte führen kann. Werden nicht nachweisbare Stoffgehalte durch den Zahlenwert 0,0 ersetzt, ist dies nicht der Fall. Dadurch wird auch die Vergleichbarkeit der Hintergrundwerte mit Ergebnissen anderer Studien gewährleistet.

Die Ergebnisse verdeutlichen die Problematik, die bei der Einbeziehung unterschiedlich hoher Nachweisgrenzen entsteht. Hiernach ist bei Studien, die Untersuchungsergebnisse verschiedener Einrichtungen und Institutionen einer übergeordneten Auswertung zuführen (z.B. Ableitung bundeseinheitlicher Hintergrundwerte) besonderes Augenmerk auf den Umgang mit den Nachweisgrenzen zu richten.

Literatur

HAGENMEIER, H., C. LINDIG (1992): Abschlußbericht zum Modellversuch "Laborexterner Ringversuch zur analytischen Qualitätssicherung (AQS) in Dioxin-Laboratorien. Institut für organische Chemie der Universität Tübingen, im Auftrag des Landes Baden-Württemberg, Ministerium für Umwelt, Stuttgart;

JONECK, M., R. PRINZ (1991): Dioxine in Böden Bayern. Gehalte polychlorierter Dibenzodioxine (PCDD) und polychlorierter Dibenzofurane (PCDF) in Auflage- und Oberbodenhorizonten von Böden unterschiedlicher Nutzung und Immissionssituation. GLA-Fachbericht Nr. 7, 60 S., Bayerisches Geologisches Landesamt, München.

JONECK, M., R. PRINZ (1993): Inventur organischer Schadstoffe in Böden Bayerns. Chlorierte Kohlenwasserstoffe, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und N-Herbizide in Böden unterschiedlicher Nutzung und Immissionssituation. GLA-Fachbericht 9, 155 S., Bayerisches Geologisches Landesamt, München.

JONECK, M., R. PRINZ (1994): Hintergrundbelastung bayerischer Böden mit organischen Problemstoffen. GLA-Fachberichte 12, 55 S., München;

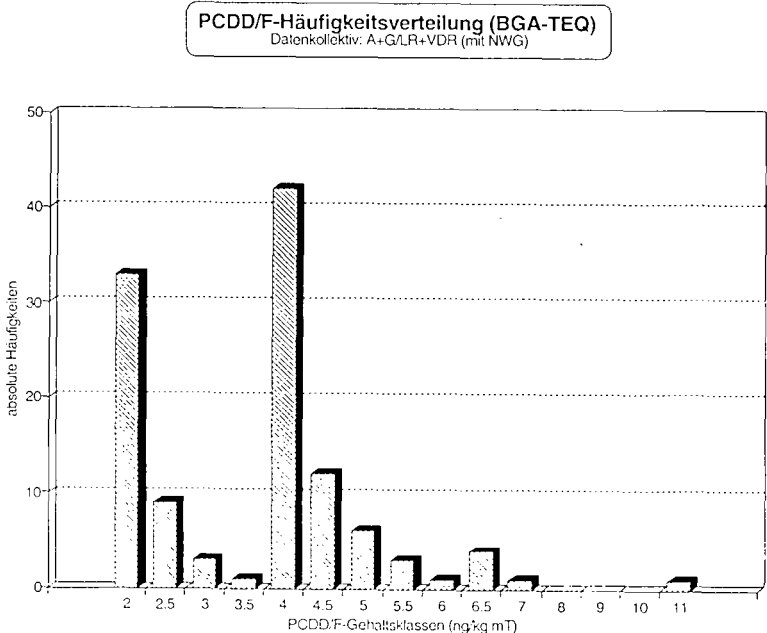


Abbildung 1: PCDD/F-Häufigkeitsverteilung des Datenkollektives Acker (A) und Grünland (G) in ländlichen Räumen (LR) und Verdichtungsräumen (VDR) unter Berücksichtigung der Nachweisgrenzen

PCDD/F-Häufigkeitsverteilung (BGA-TEQ)
 Datenkollektiv: A+G/LR+VDR (ohne NWG)

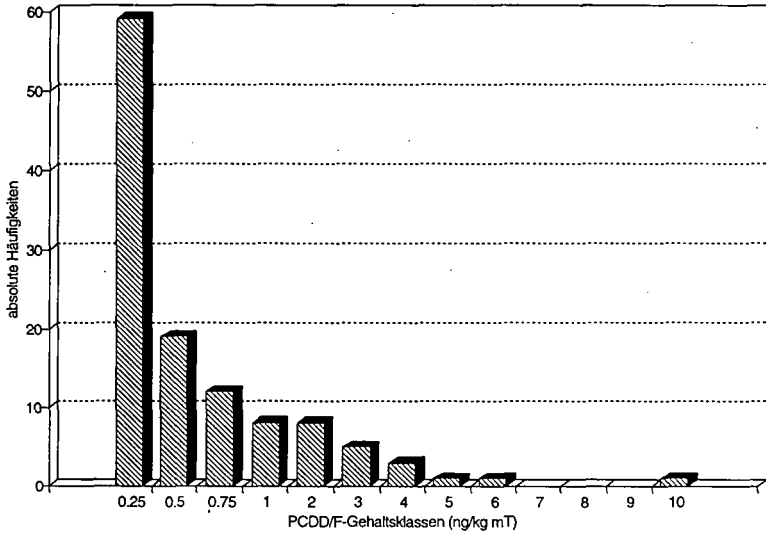


Abbildung 2: PCDD/F-Häufigkeitsverteilung des Datenkollektives Acker (A) und Grünland (G) in ländlichen Räumen (LR) und Verdichtungsräumen (VDR) ohne Berücksichtigung der Nachweisgrenzen

PCDD/F-Häufigkeitsverteilung (BGA-TEQ)
 Datenkollektiv: A+G/LR+VDR (mit NWG)

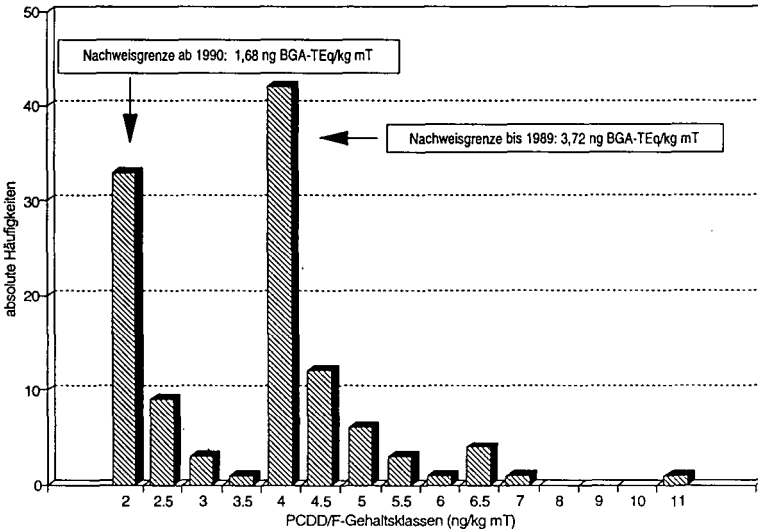


Abbildung 3: PCDD/F-Häufigkeitsverteilung des Datenkollektives Acker (A) und Grünland (G) in ländlichen Räumen (LR) und Verdichtungsräumen (VDR) mit Kennzeichnung der Nachweisgrenzen

Stoffliche Bodenbelastungen im Ballungsgebiet Halle-Leipzig - Überblick und räumliche Differenzierung -

von

Einführung und Zielstellung Opp, Ch.*

Autochthone und allochthone - atmogene Immissionen in Form von Stäuben, Gasen, Säuren, Aerosolen und Strahlen, - kontaminierte fluviale Immissionen in Form von Flußwasser und -sedimenten, Grundwasser, Abwasser und limnischer Wässer und Sedimente sowie - geogene Anreicherungen von Gesteinen und Substraten trugen und tragen neben landwirtschaftlichen Stoffeinträgen und Stoffausträgen aus Deponien, Altablagerungen und Altstandorten zur stofflichen Belastung von Böden im Ballungsgebiet Halle-Leipzig bei. Testgebiets-, Teststandorts- und Profiluntersuchungen sollten über die laterale und vertikale Differenzierung der Schwermetallgehalte in den landwirtschaftlich genutzten Böden Auskunft geben. Außerdem bestand das Ziel, Schlußfolgerungen für zukünftige, ähnliche raumdifferenzierte Untersuchungen abzuleiten, einen vereinfachten Schätzrahmen zur Beurteilung des Verlagerungsrisikos von Schwermetallen in Böden zu erarbeiten, sowie Rückschlüsse aus den gemeinsam durchgeführten bodenchemischen und bodenphysikalischen Untersuchungen zu ziehen.

Untersuchungsansatz und Untersuchungsmethoden

Nach intensiven Vorerkundungen und in Auswertung eines Flächenmonitorings in der oberen Bodendecke, erfolgten die Standort- und Bodenprofilaufnahmen (nach Bodenkundlicher Kartieranleitung) auf drei verschiedenen Untersuchungsniveaus.

- 1) Zur Charakterisierung der im Untersuchungsgebiet zwischen Halle im Westen, Bitterfeld-Wolfen im Norden, Oschatz im Osten und Borna im Süden vorkommenden Böden (mit Ausnahme der Stadt-, Kippen- und Auenböden) diente eine Sequenz repräsentativer Normbodenbildungen von Westen/Nordwesten nach Südosten.
- 2) Entlang der Bodensequenz fanden in 7 Testgebieten Untersuchungen zur kleinräumigen Differenzierung der Bodenkontamination überwiegend an Catenen statt.
- 3) Innerhalb der Testgebiete wurden standort- und nutzungsbedingte Unterschiede und ihre Auswirkungen auf die Schwermetallgehalte untersucht.

An insgesamt 46 Bodenprofilen wurden horizontbezogen gestörte und ungestörte Bodenproben entnommen. Letztere, in Form von Stechzylinderproben, dienen zur Ermittlung bodenphysikalischer, verdichtungsanzeigender Kennwerte (vgl. Opp 1995). Die aus den gleichen Profiltiefen entnommenen Beutelp Proben dienen zur Bestimmung von Bodenstandarddaten: Textur, FAT, Humusgehalt, C/N, Kationenaustauschkapazität, Basensättigung und pH-Wert (vgl. Opp 1993). Desweiteren erfolgte eine Bestimmung von Gesamtgehalten der Elemente Cu, Cd, Pb, Cr, Ni, Zn u. a. Spurenstoffe im Königswasseraufschluß (vgl. Opp und Hanschmann). Nur an ausgewählten Standorten erfolgte eine Bestimmung pflanzenverfügbarer Schwermetallgehalte. Neben der Wertung der ermittelten Stoffkonzentrationen mit Hilfe vorhandener Bodennormal-, Richt-, Orientierungs- und Grenzwerte, erfolgte eine raumniveau-differenzierte und vergleichende Bewertung der Teststandorte innerhalb

* Universität Leipzig, Institut für Geographie (i. G.), PF 920, 04009 Leipzig

der Testgebiete, sowie der Testgebiete innerhalb des Untersuchungsgebietes mittels relativer Wertzahlen.

Ergebnisse

1) Sämtliche an der NW-SE-Sequenz repräsentativer Normbodenbildungen (Sandlöß-tieflehm-Schwarzerde---Decksandlöß-Griserde---Decksandlöß-Fahlerde---Löß-Pseudogley---Löß-Parabraunerde) ermittelten Schwermetallgehalte weisen kaum auf eine bedeutende Anreicherung gegenüber Bodennormalgehalten hin. Auffällig ist die enge Korrelation der Höhe des Schwermetallgehalts mit dem Ton- und Feinschluffgehalt (FAT). Da jedoch im Untersuchungsgebiet und auch an der untersuchten Sequenz schwach, mäßig und mäßig-stark saure Böden vorkommen, kann damit eine Schwermetallverlagerung verbunden sein.

2) Auf dem Niveau der Testgebiete wurden an allen untersuchten Catenen bedeutende Stoffanreicherungen an den Senkenstandorten gegenüber den Hochflächenstandorten trotz insgesamt relativ geringer Absolutgehalte festgestellt. Daß die Material- und Stoffakkumulation an den Senken der Catenen sich nicht unbedingt in einem Mehrangebot an für das Pflanzenwachstum essentiellen Spurenelementen niederschlägt, sondern daß infolge der kolluvialen Überschüttung des Senkenstandorts im Bereich des Ap-Horizonts sogar reduzierte pflanzenverfügbare Kupfergehalte festgestellt wurden, zeigt Abb. 1. Schwermetallanreicherungen an Denudationsstandorten konnten auf die dort oberflächennah exponierten sorptionsstarken Bt-Horizonte von Parabraunerden zurückgeführt werden.

3) Im Vergleich eines Restwald-, eines Vorgewende- und eines Schlagmittestandorts mit vormals gleicher Bodenbildung (Sandlößtieflehm-Schwarzerde-Pseudogley) zeigte sich, daß, bei insgesamt wiederum relativ geringen Schwermetallgesamtgehalten, alle Oberbodengehalte höher als die Unterbodengehalte sind (mit Ausnahme des Ni), daß der Restwaldstandort stets die geringsten Konzentrationen aufweist (mit Ausnahme des Cd), daß der Schlagmittestandort stets höhere Schwermetallgehalte aufweist als der Vorgewendestandort. Letzteres wird auf die höhere Oberflächenrauigkeit des Schlagmitte-Standorts und die damit bessere Exposition und größere spezifische Oberfläche der zum Kationenaustausch befähigten Austauschflächen zurückgeführt. Außerdem scheint aber auch die extreme Verdichtung von Vorgewendestandorten (vgl. Opp 1995) das Sorptionsvermögen von Böden herabzusetzen. Da im gesamten Untersuchungsgebiet eine Vielzahl unterschiedlich stark durch Verdichtung geschädigter Böden untersucht wurden, kann aus den dsbzgl. Ergebnissen geschlußfolgert werden, daß extrem verdichtete Böden bzw. Bodenschichten stets geringere, "normal", d. h. gering bis mäßig verdichtete Böden, stets höhere Schwermetallgehalte aufweisen als nicht verdichtete Böden bzw. Bodenschichten. An dem in Abb. 1 bereits gekennzeichneten Hochflächenstandort einer Löß-Parabraunerde, konnte (wie an anderen Standorten auch) nachgewiesen werden, daß extreme Verdichtungen in der Pflugsohle bzw. in der Krumbasis nicht nur zu einer Deformation der Bodenstruktur, zu einem geringeren Besatz mit Bodentieren, zu reduzierter Stoffwechselaktivität, zu gehemmtem Wurzelwachstum und zu eingeschränktem Gas-, Wasser- und Nährstoffaustausch führen, sondern auch pedochemische und humuschemische Veränderungen nachsich ziehen. Das kommt im weiteren C/N-Verhältnis, in der geringeren Basensättigung und im reduzierten pH-Wert im Bereich der Krumbasis (Bv-Horizonte) dieses Profils zum Ausdruck (vgl. Tab. 1).

Da im Untersuchungsgebiet durch sehr umfangreiche Oberflächen- und Profilbeobachtungen keine erhöhten Schwermetallgehalte in den Böden flächenhaft festgestellt wurden - über Ausnahmen wurde bei Opp (1991) sowie Opp und Hanschmann (1993)

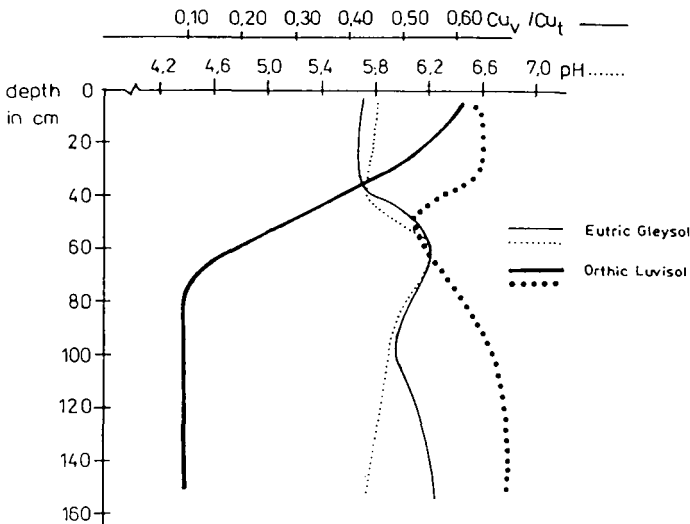
berichtet - konnte in Auswertung der durchgeführten Untersuchungen ein (gegenüber

Tab. 1 Bodenstandard- bodenchemische und bodenphysikalische Daten einer Löß-Parabraunerde, Seelitz, Mittelsachsen

Hor.	Tiefe cm	S	U	T	BS	GP1	PV	C/N	pH (KCl)	Zn mg/kg	Pb
		-----%				---Vol%---					
Ap1	0-20	8	73	19	78,6	5	43	11,7	6,6	48,8	22,2
Ap2	21-35	7	75	18	73,9	5	43	13,2	6,6	53,8	24,4
Bvt	36-70	5	68	27	69,9	3	41	36,0	6,1	46,3	12,2
Bv/C	71-80	6	73	21	72,3	2	39	35,0	6,4	43,8	10,0
C	81-100	8	78	14	79,2	2	40	14,0	6,7	31,3	6,7

S Sand, U Schluff, T Ton, BS Basensättigung, GP1 schnell drainierende Grobporen, PV Gesamtporenvolumen, C/N-Verhältnis, pH pH-Wert, Zn Zink, Pb Blei

der DVWK-Richtlinie vereinfachter) Schätzrahmen zur Beurteilung des Verlagerungsrisikos von Schwermetallen erarbeitet werden. Das in den folgenden Tabellen wiedergegebene Verfahren dient der effektiven Einschätzung der Empfindlichkeit von Böden gegenüber einer Schwermetallverlagerung (Tab. 2 und 3). Sind Anzeichen für höhere Schwermetallkonzentrationen als Bodennormalgehalte vorhanden, darf dieses Verfahren jedoch keine Anwendung finden. Etwaige Risiken können in dem Falle nur mit Hilfe pflanzgebundener Untersuchungen verschiedener Schwermetallfraktionen abgeschätzt werden.



Eutric Gleysol Kolluviallöß-Humusgley Orthic Luvisol Löß-Parabraunerde
 Cu_v , pflanzenverfügbare Kupferkonzentration Cu_t , Kupfergesamtgehalt

Abb.1 Cu_v/Cu_t -Verhältnis und pH-Wert als Funktion der Profiltiefe - Vergleich des Hochflächen- und Senkenprofils der Catena Seelitz (Mittelsachsen)

Tab. 2 Schätzrahmen zur Beurteilung des Verlagerungsrisikos von Schwermetallen in Böden

	<i>in Abhängigkeit vom Humusgehalt des Bodens</i>		
	humusarm	humos	humusreich
Sandböden	3	2	1
Schluffböden	2	1	
Tonböden	1		
	<i>in Abhängigkeit von der Perkolation des Niederschlags</i>		
	hohe Perkol.	mäßige Perkol.	geringe Perkol.
Sandböden	3	2	1
Schluffböden	2	1	
Tonböden	1		
	<i>in Abhängigkeit vom Grundwasserstand</i>		
	hoher GWst.	mittlerer GWst.	tiefer GWst.
Sandböden	3	2	1
Schluffböden	2	1	
Tonböden	1		
	1 - geringes 2 - mittleres 3 - hohes Verlagerungsrisiko		

Zusätzliche, zur Erhöhung des Verlagerungsrisikos von Schwermetallen in Böden beitragende Standortmerkmale:

+ schwermetallhöfliche Gebiete, + Überschwemmungsgebiete, + Industrieumland (insbesondere Metallverarbeitung), + Straßenränder, + Ausbringflächen für Klärschlamm, Abwässer, Komposte, Aschen, Mulch, + vertikale, pedogenetisch-dynamische Verlagerungsprozesse, einschließlich durch die Bodenfauna, + laterale Verlagerungsprozesse, + sehr stark deformierte Bodenstruktur

Eine Rangordnung von Böden hinsichtlich des Verlagerungsrisikos von Schwermetallen in Böden kann mit Hilfe der Wertzahlsummen aus den o. g. Tabellen (Tab. 2) und zusätzlichen Merkmalen in der Form erstellt werden, indem sie in Relation zu Boden-pH-Wertebereichen gesetzt werden (vgl. Tab. 3), da der Boden-pH-Wert von entscheidender Bedeutung für die Verlagerung bzw. den Transfer von Schwermetallionen ist.

Tab. 3 pH-Bereiche, Wertzahlsummen und Verlagerungsrisiko von Schwermetallen in Böden

pH-Wertbereich (pH/CaCl ₂)	Wertzahlsummen der Tab. 2 einschließl. Zusatzmerkmale und Verlagerungsrisiko		
neutral/	<	<	
schwach basisch	= 6	= 9	> 9
> pH 7	gering	mittleres	hohes
schwach	<	<	
sauer-sauer	= 3-4	= 4-5	> 4-5
pH 6,5-4,5	gering	mittleres	hohes
stark sauer			
< pH 4,5	hohes	hohes	hohes

Schadstoffgehalte in Überschwemmungsgebieten im Einflußbereich des Bergbaus

von

Hembrock-Heger, A.

In das Ökosystem Oberflächengewässer eingetragene Stoffe wie Schwermetalle oder lipophile organische Stoffe wie z. B. Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) oder Polychlorierte Biphenyle (PCB) reichern sich bevorzugt in Schwebstoffen und Sedimenten an [1,2,3,4], die bei Hochwasserereignissen auf Böden in Überschwemmungsgebieten gelangen. Das führt langfristig zu teilweise hohen Anreicherungen insbesondere persistenter Schadstoffe in den Auenböden [5,6,7]. Die historische Entwicklung der Gewässerbelastung läßt sich somit anhand der Schadstoffgehalte der in die Auen eingetragenen Sedimente nachvollziehen. Sedimente gelten als das "Gedächtnis der Gewässer", weil der partikuläre Stofftransport chronologisch abgebildet wird. So lassen sich Belastungshistorien aufstellen und Aussagen über die Entwicklung eines Gewässers und seines Einzugsgebietes gewinnen.

Zur Ermittlung der Belastung der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen wurden auch an der **Lippe** insbesondere in den 80er Jahren umfangreiche Untersuchungen von Wasser-, Schwebstoff- und Sedimentproben durchgeführt [2,8,9]. Neben diffusen Einträgen aus einer Vielzahl von Quellen tragen insbesondere der Steinkohlebergbau durch Einleitungen von Grubenabwässern und Kohlewaschwässern und ein Standort der chemischen Industrie zur Schadstoffbelastung der Lippe bei [2,3,8,10].

Die Ergebnisse der Untersuchungen der Lippe- Überschwemmungsgebiete 1994 und 1995 sollten Aufschluß darüber geben, in welchen Bereichen Belastungsschwerpunkte liegen und ob die Schadstoffanreicherungen in den Auenböden zu kritischen Gehalten im Grünlandaufwuchs führen. Dazu wurden an 8 Standorten zwischen Hamm und Wesel auf je 2 Untersuchungsflächen Boden-(0-2 cm, 0-10 cm) und Grasproben (direkt nach dem Frühjahrshochwasser April 1994 sowie im Oktober 1994) entnommen und u.a. auf ihre Gehalte an PAK, PCB sowie Tetrachlorierten Benzyltoluolen (TCBT) untersucht. PCB wurden seit ca. 1930 im Bergbau als Hydraulikflüssigkeit eingesetzt und gelangten über Grubenabwässer und Kohlewaschwässer in die Lippe. Nach dem PCB-Anwendungsverbot 1985 wurden zunehmend Tetrachlorbenzyltoluole als Ersatzstoffe für PCB eingesetzt.

Standort 1 ist vom Bergbau unbeeinflusst, alle übrigen Flächen befinden sich unterhalb von Grubenwassereinleitungen bzw. der Einleitungen eines chemischen Betriebs. Standort 8 ist eine Überschwemmungsfläche des Rheins nördlich von Wesel. Zum Vergleich der Schadstoffgehalte mit den regionalen Hintergrundwerten wurden jeweils nicht überschwemmte Weideflächen als Kontrollflächen (KF) in die Untersuchung einbezogen.

Abb. 1 zeigt beispielhaft die Gehalte an Polychlorierten Biphenylen (PCB) und Tetrachlorbenzyltoluolen (TCBT). Belastungsschwerpunkte und damit auch Kontaminationsquellen sind durch einen markanten Konzentrationsanstieg der Schadstoffgehalte zu erkennen. So weist die vom Bergbau unbeeinflusste Fläche 1.1 PCB- und TCBT-Gehalte an bzw. unterhalb der Bestimmungsgrenze auf. Die Einleitung von Grubenabwässern führt am Standort 2 zu erheblichen Anreicherungen sowohl an TCBT als auch an PCB. Die gemeinsame Herkunft von PCB und TCBT ist hier wie auch an nahezu allen übrigen Standorten deutlich erkennbar: Bei hohen PCB-Gehalten in den Überschwemmungsgebieten werden auch hohe TCBT-Gehalte nachgewiesen. Am gleichen Standort untersuchte Flächen

weisen teilweise sehr unterschiedliche Gehalte auf. Das ist einerseits bedingt durch unterschiedliche Erosions- und Sedimentationsbedingungen, andererseits durch unterschiedliche Sorptionseigenschaften der Böden, die vorrangig durch die Gehalte an organischem Kohlenstoff, Eisenoxiden und Ton bestimmt werden.

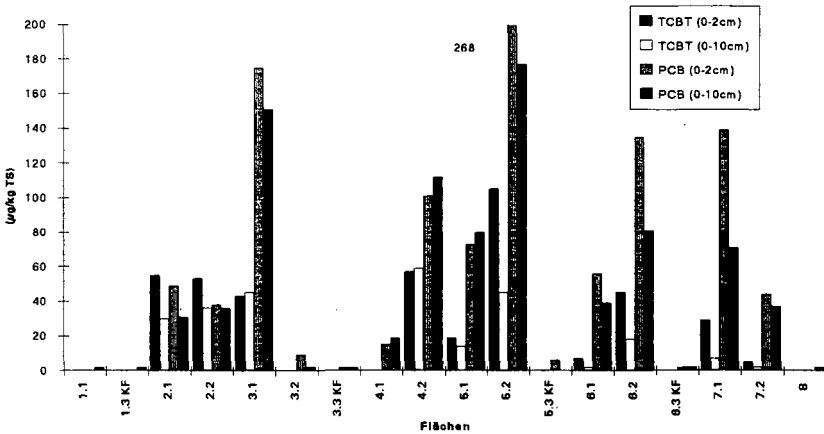


Abb. 1: PCB und TCBT-Gehalte im Boden (0-2 cm, 0-10 cm)

Südlich von Wesel befindet sich im Bergsenkungsgebiet des Ruhrreviers ein Altarm des Rheins, der regelmäßig von der Lippe überschwemmt wird. Auf dieser Überschwemmungsfläche erfolgte die Sedimentation über Jahrzehnte hinweg ungestört. Der Fluß transportiert neben den Schadstoffen auch natürliche Radionuklide aus dem Bergbau, die eine Datierung der Sedimente mittels radiochemischer Methoden ermöglicht [3]. Dieses Sediment wurde in das Untersuchungsvorhaben einbezogen und auf die gleichen Parameter wie die übrigen Standorte analysiert.

Bedingt durch die zunehmende Aktivität des Bergbaus nach dem Zweiten Weltkrieg steigen die Gehalte an PCB in den 40er Jahren an. Der Rückgang Mitte der 80er Jahre spiegelt das Anwendungsverbot (1985) [11] und den Einsatz von Ersatzstoffen wider.

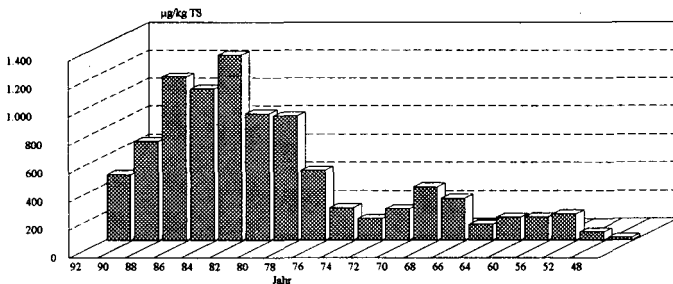


Abb. 2: PCB-Gehalte (Summe der PCB 28,52,101,138,153,180) in Bodenproben der Fläche 9 (90 = Jahr 1990: Sedimentation von 1990 bis 1992)

Tetrachlorbenzyltoluole sind lediglich in den obersten Sedimentschichten nachweisbar (Abb. 3). Die zunehmende Verwendung von TCBT als Hydraulikflüssigkeit führte zu einem deutlichen Anstieg der Gehalte in den Sedimenten insbesondere in den 90er Jahren verglichen mit den ersten Anwendungen Mitte der 80er Jahre.

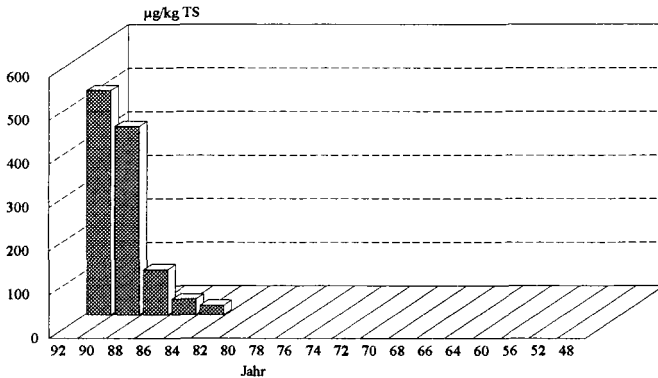
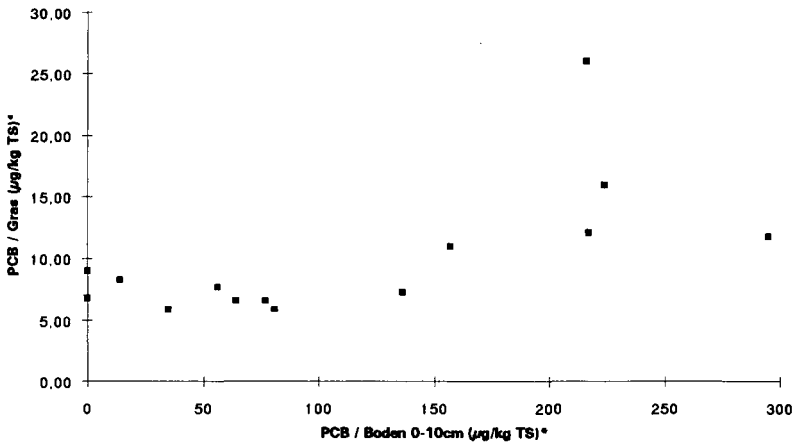


Abb. 3: Tetrachlorbenzyltoluol- Gehalte in Bodenproben der Fläche 9

In Abb. 4 sind die PCB-Gehalte im Boden (0-10 cm) den PCB-Gehalten im Grünlandaufwuchs (Oktober 1994) gegenübergestellt



* Summe PCB 28, -52, -101, -138, -153, -180

Probenahme: Oktober 1994

Abb. 4: PCB-Gehalte im Boden (0-10 cm) und Grünlandaufwuchs (Oktober 1994)

Bei PCB-Bodengehalten bis ca. 150 µg/kg TS werden auf den nicht überschwemmten Flächen (< 6 µg/kg TS) ähnlich hohe Gehalte im Grünlandaufwuchs festgestellt wie auf den überschwemmten Flächen. Erst bei Bodengehalten oberhalb von 150 µg/kg TS ist ein Zusammenhang zwischen Boden- und Pflanzengehalten erkennbar. Zur Bewertung der PCB-Gehalte im Grünlandaufwuchs kann die Futtermittelverordnung nicht herangezogen werden, da die aktuelle Fassung keine Grenzwerte für PCB enthält.

Zur Ermittlung der Variabilität der Untersuchungsergebnisse in den Überschwemmungsgebieten der Lippe wurde 1995 das Probenahmeraster auf einer bereits 1994 untersuchten Fläche deutlich verkleinert. Anstelle einer Mischprobe von einer Fläche von 100 m² wurden 25 Einzelproben entnommen und auf die gleichen Schadstoffe wie 1994 untersucht. Es wurde eine relativ homogene Verteilung der Schadstoffe über die Untersuchungsfläche festgestellt. Die Quotienten aus den jeweils höchsten und niedrigsten Gehalten lagen für PAK, PCB und TCBT zwischen 2 und 3, für Schwermetalle noch darunter.

Literatur

- [1] HELLMANN, H.: Korngrößenverteilung und organische Spurenstoffe in Gewässersedimenten und Böden.
Fresenius Z. Anal. Chem. 316, 286-289 (1983)
- [2] POPPE, A., ALBERTI, J. und BACHHAUSEN, P.: Entwicklung der Belastung nordrhein-westfälischer-Flußsedimente mit Tetrachlorbenzyltoluolen und polychlorierten Biphenylen.
Vom Wasser 76, 191-198 (1991)
- [3] KLÖS, H. und SCHOCH, C.: Historische Entwicklung einer Sedimentbelastung:
Gedächtnis einer Industrieregion
Acta hydrochim. hydrobiol. 21, 32-37 (1993)
- [4] BREITUNG, V.: Belastung der Saar mit Ugilec 141 und PCB.
Vom Wasser 79, 39-47 (1992)
- [5] HEMBROCK-HEGER, A. und KÖNIG, W.: Vorkommen und Transfer von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Böden und Pflanzen.
VDI-Berichte 837, 815-830 (1990)
- [6] HERRMANN, R., THOMAS, W. und HÜBNER, D.: Verhalten organischer Umweltchemikalien (PCA, PCB, HCH) und eines fäkalen Sterols in der Husumer Aue und auf angrenzenden Watten Nordfrieslands.
Dtsch. Gewässerkdl. Mitt. 28, 102-107 (1984)
- [7] BEURSKENS, J.E.M., MOL, G.A.J., BARREVELD, H.L., VAN MUNSTER, B. und WINKELS, H.J.: Geochronology of priority pollutants in a sedimentation area of the Rhine River. Environm. Toxicol. and Chem. 12, 1549-1566 (1993)
- [8] POPPE, A., ALBERTI, J., FRIEGE, H. und RÖNNEFAHRT, B.: Umweltgefährdung durch chlorierte Diphenylmethane (Ugilec 141). Vom Wasser 70, 33-42 (1988)
- [9] Gewässergütebericht '91, Landesamt für Wasser und Abfall, 87 (1991)
- [10] Gewässergütebericht '89, Landesamt für Wasser und Abfall, 101 (1989)
- [11] 2. PCB-Richtlinie der Europäischen Gemeinschaft v. 01.10.1985

Flächenhafte Darstellung der stofflichen Belastung von Böden in digitalen Bodenbelastungskarten

von

Neite, H.*; Reinirkens, P.**

1. Einleitung

Digitale Bodenbelastungskarten stellen die Verbreitung von potentiellen Schadstoffen in Oberböden naturnaher Nutzungen in einem definierten räumlichen Ausschnitt flächenbezogen im Maßstab 1:50.000 dar. In digitalen Bodenbelastungskarten wird die Methode für die flächenhafte Darstellung der stofflichen Bodenbelastung entwickelt. Dabei werden vorhandene Daten über Stoffgehalte in Böden genutzt und raumbezogene Informationen berücksichtigt. Die Auswahl von Probenahmeorten erfolgt repräsentativ und ursachenbezogen. Für die Probenahme, Probenaufbereitung und Analytik werden einheitliche Methoden angewendet.

Digitale Bodenbelastungskarten liefern Grundlagen für Aufgaben des Bodenschutzes. Dies sind z.B. die Ermittlung und Abgrenzung von Gebieten mit einheitlichen regionalen Hintergrundwerten, die Erfassung von großräumigen Verdachtsflächen auf schädliche Bodenveränderungen, die Darstellung der Umgebungssituation bei der Altlastenbeurteilung, die Erfassung spezifischer Belastungen und Analyse der Belastungsursachen sowie die Kennzeichnung und räumlichen Abgrenzung besonders belasteter Böden im Rahmen der Bauleitplanung

Nachfolgend wird die Methode zur Erstellung digitaler Bodenbelastungskarten vorgestellt. Eine ausführliche Dokumentation der dargestellten Vorgehensweise ist in einem Bericht veröffentlicht (BLUHM & REINIRKENS 1995), der beim Landesumweltamt NRW angefordert werden kann.

2. Methodisches Vorgehen

Bearbeitungsgebiete der digitalen Bodenbelastungskarten sind Verwaltungseinheiten (Kreise, kreisfreie Städte, kreisangehörige Städte oder Gemeinden). Es kann aber auch jeder beliebige räumliche Ausschnitt aus NRW als Untersuchungsgebiet festgelegt werden. Für

*) Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Wallneyer Str. 6, D-45133 Essen

**) Ruhr-Universität Bochum, AG Stadtökologie und Bodenschutz, Im Lottental 42, 44780 Bochum

jedes Untersuchungsgebiet ist zunächst zu prüfen, ob die in der nachfolgenden Tab. angegebenen Kartengrundlagen vorliegen. Benötigt werden digitale Karten im Vektor- oder Rasterformat. Liegen nur analoge Karten vor, sind diese für die weitere Bearbeitung zu digitalisieren.

Tab.: Kartengrundlagen für digitale Bodenbelastungskarten (kursiv: Daten liegen digital vor)

Daten	Datenquellen
Nutzungsarten	<i>ATKIS, Fernerkundungsdaten</i>
Ausgangssubstrate	<i>Bodenkarte, Geologische Karte, Literatur</i>
Gebietstypen	<i>Karte der siedlungsstrukturellen Gebiets- typen</i>
Überschwemmungsgebiete	Karte der Überschwemmungsgebiete
Topographie	<i>topographische Karten (TK 50, DGK 5)</i>
Hinweise auf weitere Belastungsursachen.	<i>Alllastenkataster, Emittentenkataster, Haldenkataster, Karte der Erzabbaugebiete</i>

Daten über Stoffgehalte in Böden werden im Fachinformationssystem Stoffliche Bodenbelastung (FIS StoBo) bereitgestellt (NEITE & THIELE 1995). Derzeit liegen im FIS StoBo Angaben von ca. 35.000 untersuchten Bodenproben aus Nordrhein-Westfalen vor. Neben den Daten werden im FIS StoBo alle Informationen über die Entstehung und Nutzung der Daten (Metadaten) zur Verfügung gestellt. Für jedes Untersuchungsgebiet sind neben den im FIS StoBo eingestellten Daten auch Bodendaten aus weiteren Untersuchungsprogrammen im Hinblick auf ihre Eignung für die nachfolgenden Auswertungen zu prüfen.

Für die räumliche Interpolation der Daten über Stoffgehalte in Böden wird das Interpolationsverfahren "Kriging" eingesetzt. Ein Vorteil des Verfahrens besteht darin, daß eine Karte der Semivarianzen erzeugt wird, die Aussagen zum Schätzfehler zuläßt. In der Abb. "Ergebniskarten" wird die Vorgehensweise zur Erstellung erster Ergebniskarten dargestellt.

Für die Interpolation von Daten müssen die räumlich abgrenzbaren Einflußfaktoren Nutzung, Ausgangssubstrat und Überschwemmung berücksichtigt werden. Hierfür wird eine Standardisierung aller Datensätze durchgeführt. Als Ergebnis wird die Karte der geschätzten bereinigten Stoffgehalte erzeugt.

Die klassifizierte Karte der Schätzfehler weist Gebiete mit hohen Schätzvarianzen aus, für die aufgrund fehlender Meßwerte flächenhafte Aussagen zu den Stoffgehalten in Böden nur mit einer hohen Unsicherheit dargestellt werden können.

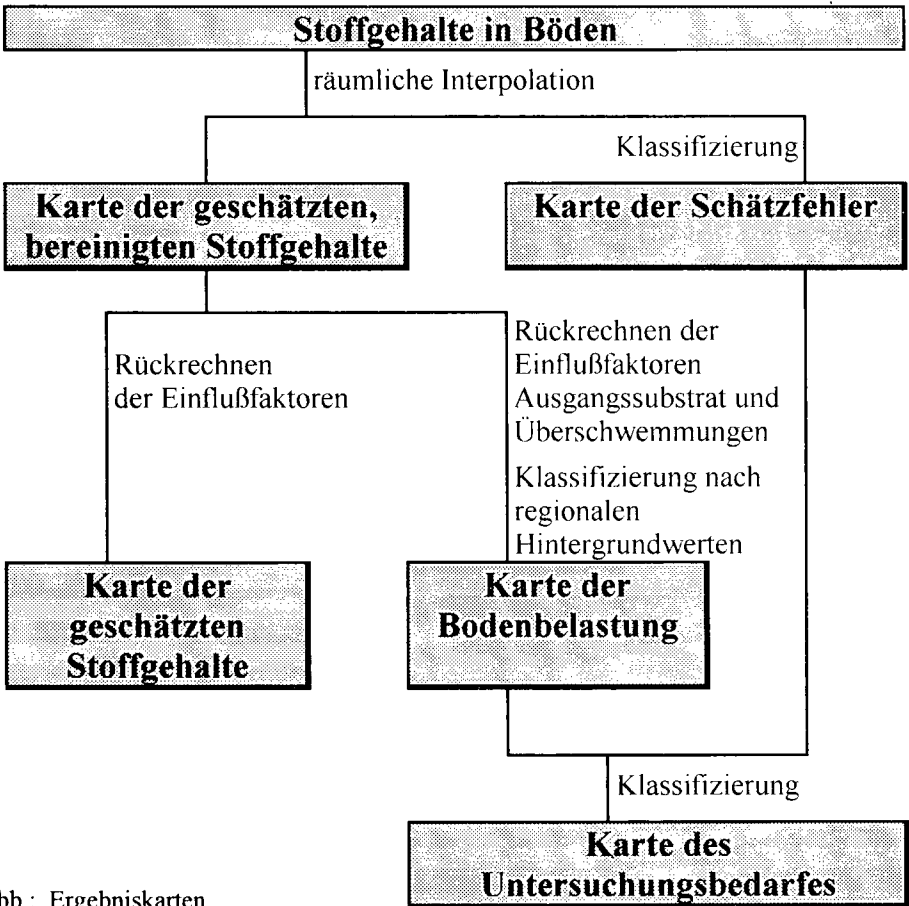


Abb.: Ergebniskarten

In der Karte der geschätzten Stoffgehalte sind die für jede Fläche zu erwartenden Stoffgehalte unter Berücksichtigung der o.g. Einflußfaktoren dargestellt.

In der Karte der Bodenbelastung führt die Klassifizierung der geschätzten Stoffgehalte in Böden nach den regionalen Hintergrundwerten (vgl. LABO 1995) zur räumlichen Darstellung von Gebieten mit hoher, mittlerer und geringer Belastung.

Ein Untersuchungsbedarf besteht zum einen in Gebieten, die bisher wenig beprobt wurden (hoher Schätzfehler). Zum anderen besteht Untersuchungsbedarf in den Gebieten, die anhand des Vergleiches mit den regionalen Hintergrundwerten (90 Perzentil), hohe Stoffgehalte in Böden aufweisen.

Stehen in einem Untersuchungsgebiet aus vorliegenden Untersuchungen nicht genügend Daten über Stoffgehalte in Böden zur Verfügung oder wird hoher Untersuchungsbedarf ausgewiesen, wird in diesen Gebieten eine Meßnetzplanung mit anschließenden Untersu-

chungen durchgeführt. In einem ersten Schritt werden sog. "homogene Raumeinheiten" festgelegt. Das sind Flächen auf denen die Einflußfaktoren der stofflichen Bodenbelastung (Ausgangssubstrat, Nutzung, Überschwemmung) gleich sind. Es wird vorgeschlagen, daß jede homogene Raumeinheit bei der Auswahl der Probenahmeorte mindestens 10-fach beprobt werden sollte. Zur Berücksichtigung der Flächenrepräsentanz wird vorgeschlagen, auf einer Fläche von 2x2 km mindestens einen Probenahmeort festzulegen. Für jeden Probenahmeort sollte mindestens 1 Ersatzpunkt vorgesehen werden, wenn die Überprüfung im Gelände die Beprobung des ausgewählten Probenahmeortes nicht zuläßt. Die Untersuchungen werden nach einheitlichen Methoden der Probenahme, Probenaufbereitung und Analytik durchgeführt.

3. Ausblick

Für ausgewählte Testgebiete in NRW werden im Anschluß an die Erstellung erster Ergebniskarten eine Meßnetzplanung mit anschließenden Untersuchungen in Gebieten mit ausgewiesenem Untersuchungsbedarf durchgeführt. Liegen die Ergebnisse vor, werden die Ergebniskarten nach der dargestellten Methode erneut dargestellt. Damit werden digitale Bodenbelastungskarten erzeugt, die für die eingangs genannten Anwendungsmöglichkeiten genutzt werden können.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß digitale Bodenbelastungskarten zur Ermittlung von Hintergrundwerten und zur Ersterfassung von Verdachtsflächen auf schädliche Bodenveränderungen geeignet sind. Diese Aufgabe fällt nach dem derzeitigen Stand der Beratungen in der Projektgruppe "Untergesetzliches Regelwerk zum Bundesbodenschutzgesetz" in das Aufgabengebiet der Länder.

4. Literatur

- BLUHM, M., REINIRKENS, P. (1995): Digitale Bodenbelastungskarten - 1. Teilprojekt. Abschlußbericht. Hrsg.: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. 101 S. + Anhang.
- BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ. (LABO 1995): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. In: ROSENKRANZ, D., EINSELE, G., HARRISS, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Erich Schmidt Verlag, Berlin. Nr. 9006. S. 1-123.
- NEITE, H., THIELE, V. (1995): Fachinformationssystem Stoffliche Bodenbelastung (FIS StoBo). Hrsg.: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. 38 S.

Bodenbelastungen durch Verkehrsimmissionen auf Spielplätze in Berlin

von

Smettan, U.*; Ehrig, Ch.**; Heinze, S.*

1. Einführung

Stoffliche Bodenbelastungen sind vor allem bei sensiblen Nutzungen wie Kinderspielplätzen in städtischen Ballungsräumen ein Problem. Am Beispiel von Berlin werden Bodenbelastungen durch PAK und Schwermetalle auf Kinderspielplätzen von verkehrsreichen und verkehrsarmen Standorten dargestellt.

2. Ergebnisse

2.1 Stoffliche Belastungen durch PAK (EPA)

Die Gegenüberstellung von PAK-Gehalten im Oberboden (0-5 cm) für Spielplätze an fünf verkehrsreichen (vr) und zwei verkehrsarmen (va) Standorten zeigt, daß die Spielplätze in verkehrsrühiger Lage mit <5000 Kfz meist geringe PAK-Gehalte von <1-2 mg/kg TS im Oberboden aufweisen. teilweise sind PAK nicht nachweisbar und nur vereinzelt liegen sie über dem Risikowert der Berliner Liste von 1 mg/kg TS (Abb.1).

Spielplätze, die in einem Bereich mit hohem Verkehrsaufkommen zwischen 20 000-30 000 Kfz/24h liegen, haben teilweise höhere PAK-Gehalte bis zu 8 mg/kg TS im Oberboden, örtlich bedingt aber auch sehr geringe Gehalte bzw. PAK sind nicht nachweisbar (Abb.1). Die Gehalte entsprechen in der Größenordnung den Untersuchungen von TEBAAY & BRÜMMER (1989), die neben der Autobahn PAK-Gehalte von 0,9-13,6 mg/kg TS finden. Insgesamt streuen die Werte jedoch sehr stark, so daß sich nur ein Trend zur PAK-Anreicherung durch Verkehrsimmissionen feststellen läßt. Auch Untersuchungen der Stäube und des Bodens von 0-1 cm Tiefe auf Spielplätzen von verkehrsreichen Standorten ergaben niedrige PAK-Gehalte von 1-2 mg/kg TS und eine Anreicherung der PAK von 8 mg/kg TS erst in 1-10 cm und 10-30 cm Tiefe. Dies deutet auf eine langfristige Anreicherung der PAK im humosen Oberboden, während im Unterboden aus anstehenden Sedimenten die PAK unterhalb der Nachweisgrenze von 0,01 mg/kg TS lagen.

Der Risikowert für Spielplätze wird bei humosen Oberböden an verkehrsreichen Standorten jedoch häufiger überschritten als an verkehrsarmen Standorten. TESCHNER-STEINHARDT (1995) stellte ebenfalls in der Innenstadt Berlins bei über 50 % der Spielplätze Überschreitungen des Risikowertes für PAK fest, ein eindeutiger Zusammenhang zum Verkehr konnte aufgrund der meist höheren Belastung des Unterbodens von Auffüllungen aus Trümmerschutt nicht nachgewiesen werden.

* Smettan, U., Heinze, S., Umweltamt Wilmersdorf, Fehrbelliner Platz 4, 10707 Berlin

** Ehrig, Ch., Umweltamt Steglitz, Schloßstr. 80, 12154 Berlin

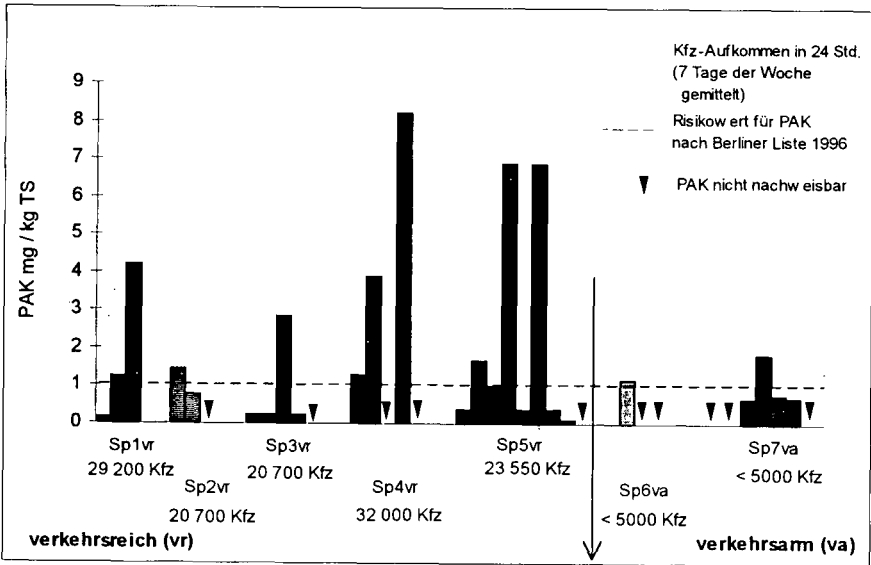


Abb. 1: PAK-Gehalte im Oberboden von Spielplätzen an verkehrsreichen und an verkehrsarmen Standorten

2.2 Stoffliche Belastungen durch Schwermetalle

Die Spielplätze an verkehrsreichen Standorten, die nur durch einen Grünstreifen und Gehweg von der Straße ca. 5 m getrennt sind, zeigen eine deutliche Anreicherung der Schwermetalle Blei, Cadmium, Zink und Quecksilber im humosen Oberboden. In Abb.2 sind dazu aus einer Vielzahl von Untersuchungen beispielhaft die Gehalte und Tiefenfunktionen der Schwermetalle von einem Spielplatz in der Innenstadt auf Geschiebelehm (Sp2vr) und einem Spielplatz in verkehrsrühiger Lage am Rand des Grunewaldes (Sp6va) dargestellt.

Trotz gesetzlicher Umstellung auf bleifreies Benzin liegen die Gehalte für Blei mit 60 mg/kg TS um das sechsfache höher als beim verkehrsarmen Standort. Dasselbe gilt für Cadmium, das durch den Straßenabrieb entstehen kann, und für Quecksilber. Die Zinkgehalte, die auf den Reifenabrieb zurückzuführen sind, sind ebenfalls dreifach erhöht.

Bei den Oberböden von Spielplätzen ist daher an verkehrsreichen Standorten, wie sie häufig in der Innenstadt bestehen, mit einer stofflichen Belastung von 60-100 mg/kg TS Blei, 0,6-0,8 mg/kg TS Cadmium, 120-150 mg/kg TS Zink und 0,6-0,8 mg/kg TS Quecksilber zu rechnen. Diese Gehalte an Schwermetallen liegen bei allen Spielplätzen an verkehrsreichen Standorten im Oberboden, unabhängig von der Windrichtung, vor. Eine Ausnahme sind Spielflächen, die regelmäßig ausgetauscht werden und die aufgrund des Fehlens von organischer Substanz und Ton kaum Schadstoffe binden können. BRÜMMER (1981) stellt ähnliche Gehalte für die Schwermetalle Blei, Zink und Cadmium am Straßenrand in einem Bereich von 10 m Entfernung fest. Die Risikowerte für Spielplatznutzungen der BERLINER LISTE (1996) werden zwar nicht überschritten, es besteht aber eine deutliche Belastung.

Eine Verlagerung in den Unterboden und Auswaschung der Schwermetalle ist aufgrund der günstigen pH-Werte um 7 und der Bindung an die org. Substanz im Oberboden bisher nicht feststellbar, was mit den Untersuchungen von Schwermetallen in Stadtböden von SMETTAN & EHRIG (1995)

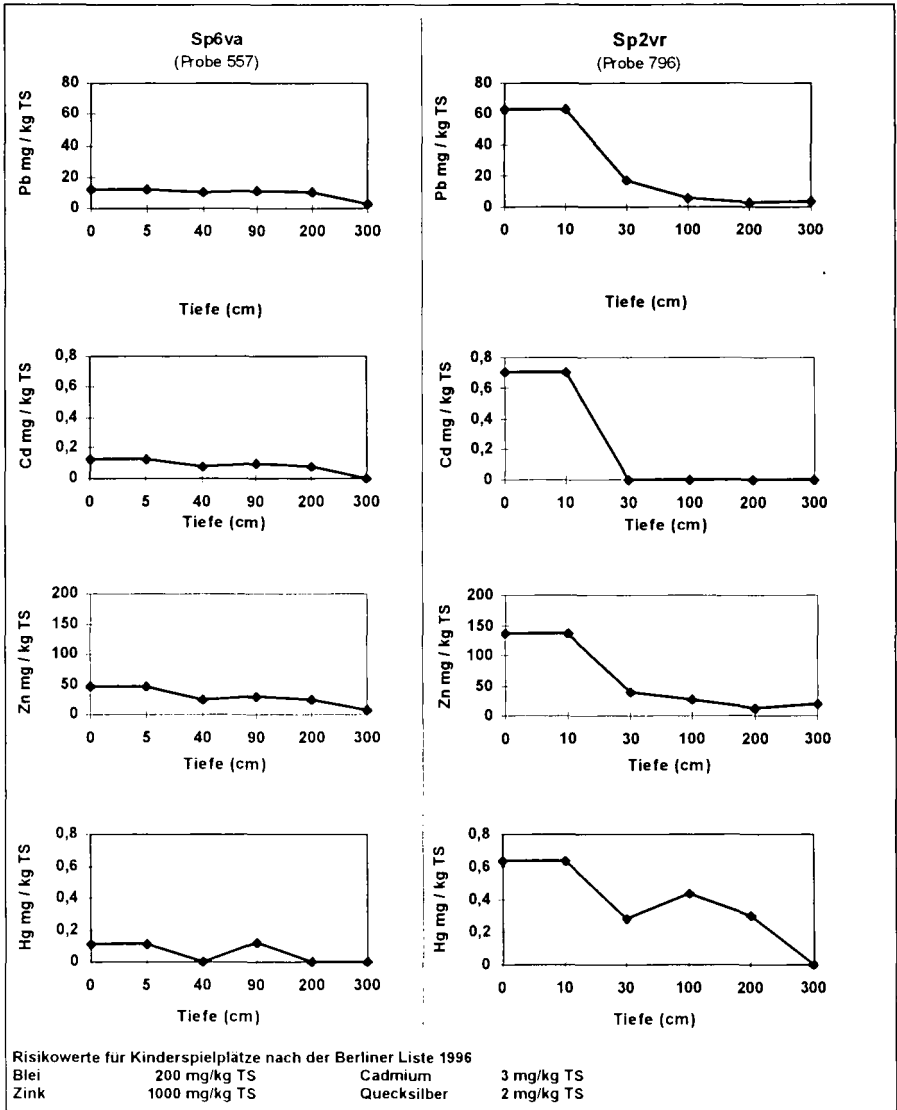


Abb. 2: Gehalte und Tiefenfunktionen von Blei, Cadmium, Zink und Quecksilber von Spielplätzen auf einem verkehrsarmen (va) und einem verkehrsreichen (vr) Standort

übereinstimmt. Eine Ausnahme bildet hier das Quecksilber, das bis 2 m Tiefe in den anstehenden Geschiebelehm gewandert ist (Abb.2).

Dies bedeutet, daß auf Spielplätzen an verkehrsreichen Standorten sich mit den Jahren im Oberboden zunehmend die Schwermetalle Blei, Cadmium, Zink und Quecksilber anreichern, wenn der Boden nicht ausgetauscht wird.

3. Schlußfolgerungen

Bei der Anlage von Spielplätzen sollten die stofflichen Belastungen durch die Verkehrsimmissionen Berücksichtigung finden. Deshalb sollten bei der Neuanlage von Spielplätzen grundsätzlich Standorte an Straßen mit hohem Verkehrsaufkommen > 20 000 Kfz/24 Stunden ausgeschlossen werden.

Da sich Schwermetalle und teilweise PAK im Oberboden anreichern, nicht abgebaut, verlagert oder ausgewaschen werden, ist es sinnvoll, an solchen Plätzen Materialien zu verwenden, die kaum Schadstoffe binden, wie z.B. Spiel- und Fallschutzsand. Diese Sande müssen regelmäßig ausgetauscht werden. Vegetationsfreie Oberböden oder lückige Rasenflächen, die aufgrund der organischen Substanz Schadstoffe gut binden können, sind auf Spielflächen in der verkehrsreichen Innenstadt zu vermeiden.

Vorhandene Spielplätze an verkehrsreichen Standorten müssen regelmäßig beprobt und hinsichtlich ihrer Schadstoffgehalte überwacht werden. Langfristig ist ein Bodenaustausch der belasteten Flächen und ein Einbau von unbelasteten Sanden sinnvoll.

Literatur

BERLINER LISTE (1996): Bewertungskriterien für die Beurteilung stofflicher Belastungen von Böden und Grundwasser. Amtsblatt für Berlin, 46. Jahrgang, Nr. 15, Berlin.

BRÜMMER, G.W. (1981): Schriftenr. Agrarwiss. Fachber. Univ. Kiel 62, 191--202. In: BLUME, H.-P. (Hrsg.) (1992): Handbuch des Bodenschutzes, Ecomed Verlag, Landshut.

SMETTAN, U. & EHRIG, CH. (1995): Transfer von Schwermetallen und PAK von urbanen Schuttböden in anstehende Sedimente. Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 76, 453-456.

TEBAAY, R.H. & BRÜMMER, G.W. (1989): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in der Umwelt unter besonderer Berücksichtigung der Belastung von Böden.- Vortrag Fachtagung: Umweltforschung an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Bonn zum Thema „Bodenbelastung und Bodenschutz“, 14 S.

TESCHNER-STEINHARDT, R. (1995): Großflächig kriegsbedingte Auffüllungen als Altlast- Ein Konflikt- und Gefahrenpotential für Bauherren und Verwaltung. Umweltgeologie heute, Heft 5, 33-38. -

Schadstoffbelastung an Straßen

von

Schweikle, V.

Auf stark befahrenen Autobahnabschnitten Baden-Württembergs fahren pro Tag bis 150.000, pro Jahr um 50 bis 60 Mio. und seit 1955/65 bis 1 Mrd. Kfz-Einheiten (siehe Abb. 10). Pro lfd. Meter werden dabei pro Jahr emittiert: 14 kg $C_{n,m}$, 0,4 l Öl, 38 g Pb, 10 g Z_n , 4,2 g Cu, 0,35 g Cr, 0,45 g Ni und 0,15 g Cd.

Schadstoffgehalte siehe Abb. 1 bis 9. Prüfwerte der 3. VwV (anorganische Schadstoffe) zum Bad.-Württ. Bodenschutzgesetz vom 24.8.93 und der Leitraad Bodensanering der Niederlande werden nur im 10 m breiten Böschungsbereich von Autobahnen überschritten. Eine weitere Erhöhung von hohen Gehalten außerhalb des Böschungsbereichs ist für Pb wegen Pb-freien Benzins und PCDD/F wegen scavengerfreien Benzins nicht mehr zu erwarten; problematisch bleibt Cadmium.

Nitro-PAK, Chlorbenzole und BTX konnten nirgends nachgewiesen werden.

Desaules, A (ed.)(1992): Bodenverschmutzung durch den Straßen- und Schienenverkehr in Der Schweiz, Schriftenreihe Umwelt Nr. 185, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

Hofmann, F. (1993): Schockierende Auto-Biographie, in: Stern, Heft 23, Gruner + Jahr, Hamburg.

Unger, H.J. und D. Prinz (1992): Verkehrsbedingte Immissionen in Baden-Württemberg. In: Luft-Boden-Abfall, Heft 19, Ministerium für Umwelt, Stuttgart.

Veit-Meya, R. (1993): Untersuchung von Boden und Aufwuchs auf Schadstoffe im Flurneuordnungsgebiet Stuttgart-Flughafen, Ministerium für ländlichen Raum und Umweltministerium, Stuttgart.

Die o.a. Ergebnisse werden bis Ende 1996 an 32 weiteren Standorten in Baden-Württemberg überprüft sein.

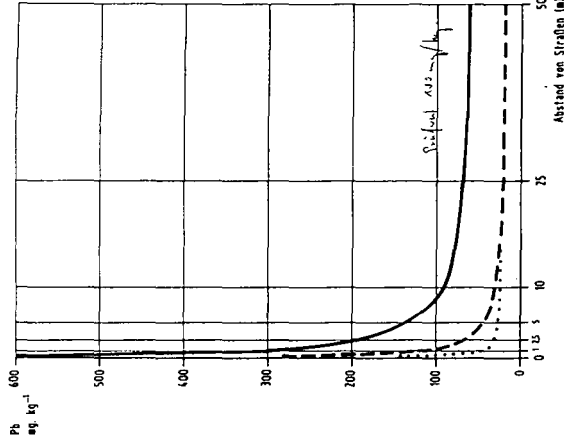


Abb. 1: Pb-Gehalte in Böden (0-10cm Tiefe) neben Straßen für
 DTY = 70.000 (—); DTY 10.000 bis 10.000 (---) und
 DTY = 10.000 (·····); DTY 10.000 bis 10.000 (-·-·-·)
 in der Literatur zitierte Werte betragen bis zum 2-fachen.

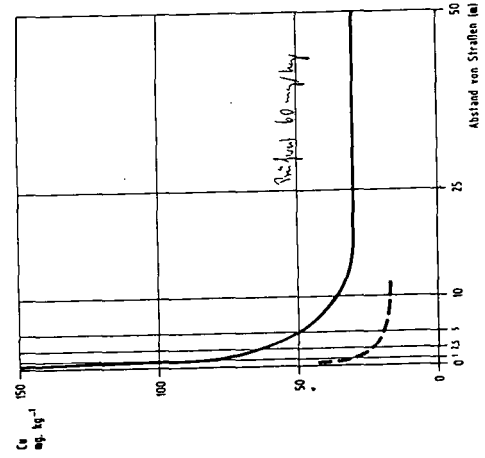


Abb. 3: Cu-Gehalte in Böden (0-10cm Tiefe) neben Straßen für
 DTY = 70.000 (—) und DTY 10.000 bis 10.000 (-·-·-·);
 in der Literatur zitierte Werte betragen bis zum 2-fachen.

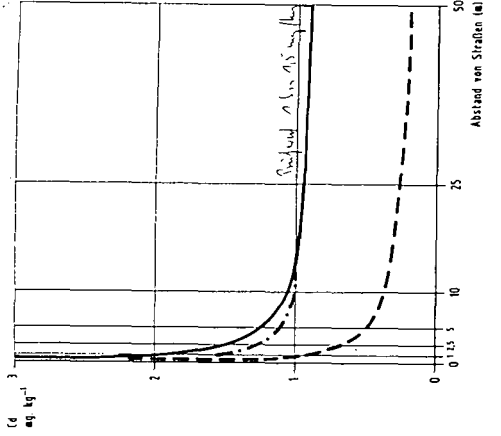


Abb. 2: Cd-Gehalte in Böden (0-10cm Tiefe) neben Straßen für
 DTY = 20.000 (—); DTY 20.000 (---) und
 DTY = 20.000 (·····);
 in der Literatur zitierte Werte betragen bis zum 2-fachen.

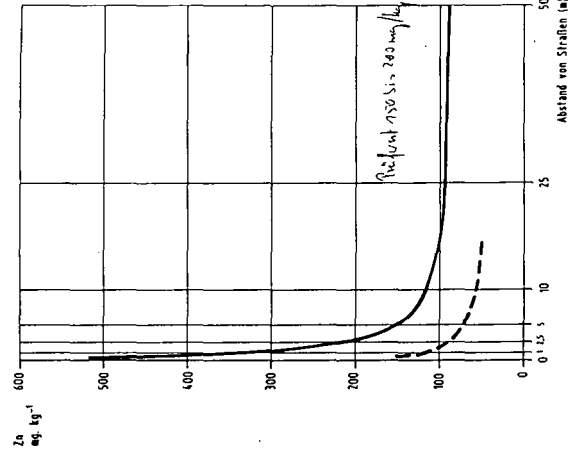


Abb. 4: Zn-Gehalte in Böden (0-10cm Tiefe) neben Straßen für
 DTY = 20.000 (—) und DTY 10.000 bis 10.000 (-·-·-·);
 in der Literatur zitierte Werte betragen bis zum 3-fachen.

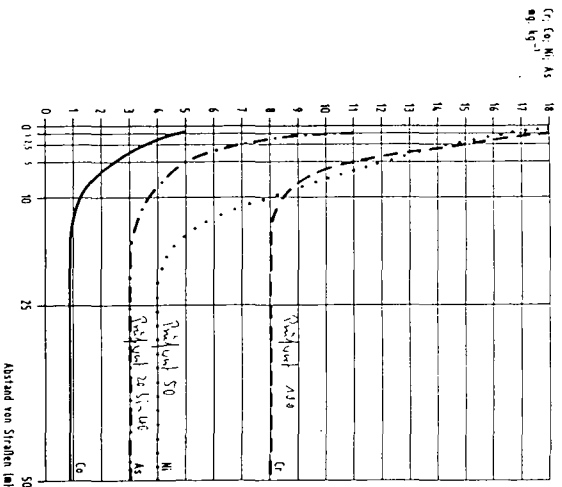


Abb. 5: Cr-, Cu-, Ni- und As-Gehalte in Böden (0-10cm Tiefe) neben Straßen mit DTV = 20.000

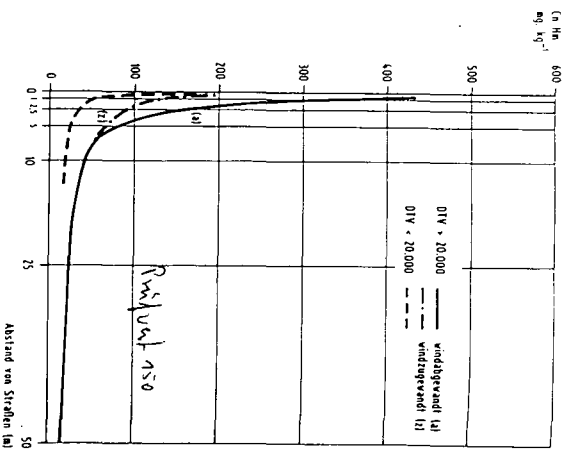


Abb. 6: Cu, Ni - Gehalte in Böden (0-10cm Tiefe) neben Straßen, in der Literatur zitierte Werte betragen bis zum 3-fachen.

Hinweise zur Abbildung:

- Die Gehalte an leichtflüchtigen KW (Kohlenwasserstoffen) sind abhängig von der Vitterung vor der Probenahme: Kohle Vitterung erhöht, heftig stark die Gehalte
- Asphalt/Decken erhöhen den Anteil schwerflüchtiger KW, u.a. PAK's und mit Entsorgung Probleme.
- Schwermetalle erhöhen die Belastungen.

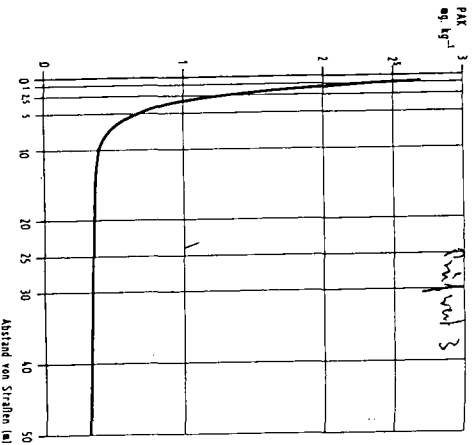


Abb. 7: PAK-Gehalte in Böden (0-10cm Tiefe) neben Straßen mit DTV = 20.000, in der Literatur zitierte Werte betragen bis zum 2-fachen.

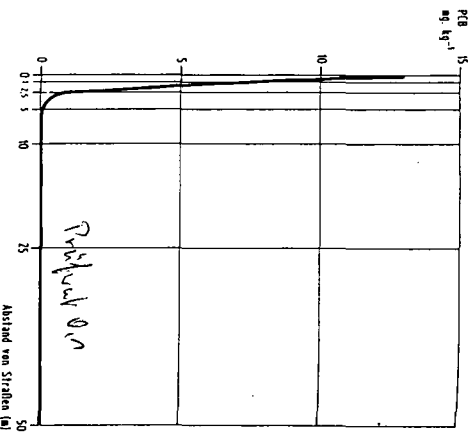


Abb. 8: PCB-Gehalte in Böden (0-10cm Tiefe) neben Straßen mit DTV = 20.000 Bei DTV = 20.000 von PCB nicht nachweisbar, in der Literatur zitierte Werte betragen bis zum 3-fachen.

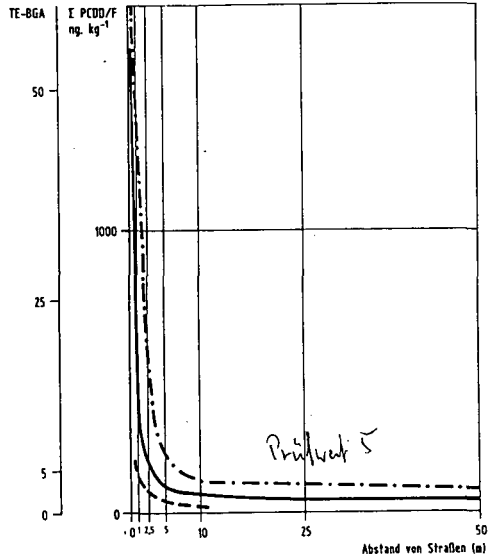


Abb. 9: PCDD/F - (TE - BGA) - Gehalte in Böden (0-10cm Tiefe) neben Straßen.
 DTV 10.000 bis 20.000 ——— TE/BGA
 DTV > 20.000 - - - I PCDD/F
 ——— TE/BGA
 in der Literatur zitierte Werte betragen bis zum 2,25-fachen.

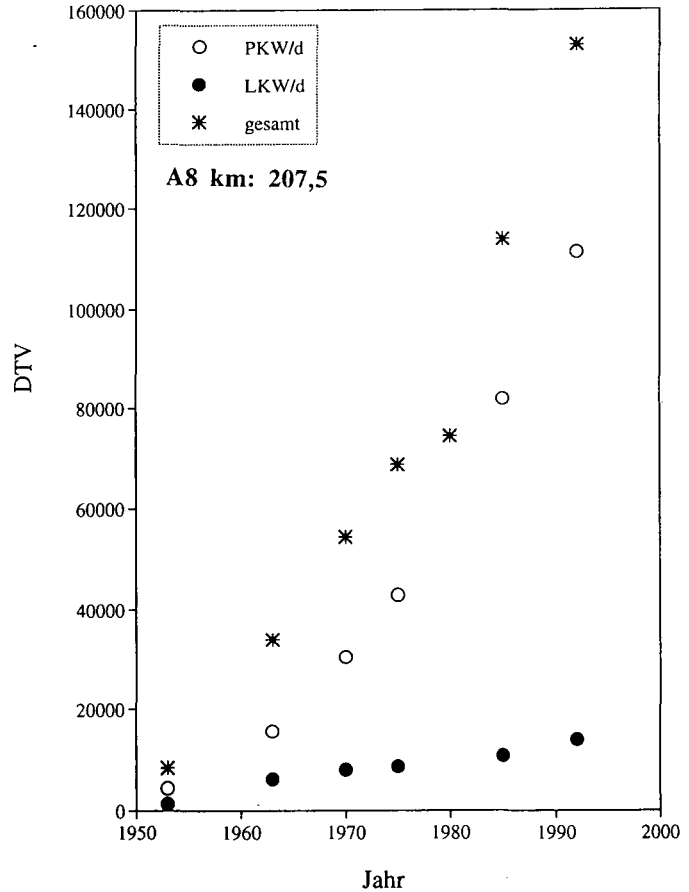


Abbildung 10: Entwicklung des durchschnittlichen, täglichen Verkehrsaufkommens an der A 8, km 207,5 (Kreuz Stuttgart) seit 1955. Kfz seit 1955 ca. 1 Mrd.; pro Jahr 60 Mio.

Cyanid-Belastung von zwei Böden unterschiedlichen Stoffbestandes eines Kokerei-Altstandortes im Ruhrgebiet

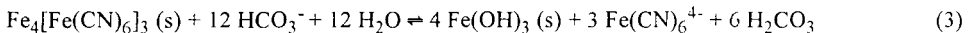
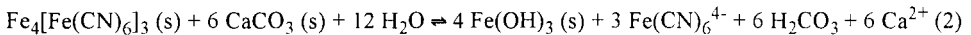
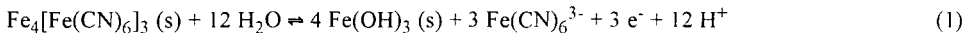
von

Mansfeldt, T.; Müller, S. B.[†]

1 Einleitung

Bodenbelastungen mit Cyaniden sind das Resultat verschiedener industrieller Prozesse. Sie treten vor allem auf ehemaligen Gaswerk- und Kokereistandorten auf. Die Entfernung des Cyanwasserstoffes (HCN) aus dem Kokereigas erfolgte mittels Eisenoxiden als Reinigungsmassen, die während der Betriebszeit einer Kokerei an der Bodenoberfläche abgelagert wurden. Dadurch und durch Leckagen sowie Abbruchmaßnahmen bei Stilllegung der Kokerei kam es zur Kontamination der umliegenden Böden.

In Böden von ehemaligen Kokereien liegt das Cyanid vor allem in Form des schwerlöslichen "Berliner Blau" ($\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$) vor. Dessen Auflösung und Mobilität ist vor allem von der Bodenreaktion abhängig, wie aus den nachstehenden Gleichungen zu folgern ist (Meeussen et al., 1994):



Die bei Erhöhung der Bodenreaktion freigesetzten Eisencyano-Komplexe sind wasserlöslich und somit mobil. Unter bestimmten Umständen zerfallen sie und setzen das extrem toxische Cyanid (CN^-) frei. Derartige Bodenverunreinigungen stellen somit ein ernsthaftes Risiko für die menschliche Gesundheit dar. Das damit verbundene Gefährdungspotential hängt stark von der Bioverfügbarkeit und Mobilität der Cyanide im Boden ab.

Ziel dieser Arbeit war es, die Cyanid-Belastung zweier Böden unterschiedlichen Stoffbestandes (insbesondere Bodenreaktion) eines Kokerei-Altstandortes im Ruhrgebiet zu untersuchen. Hierzu wurden neben allgemeinen Bodenkenndaten die einzelnen Cyanid-Fractionen bis in die anstehende Oberkreide untersucht, um Aussagen über Mobilität und Verlagerung der Cyanide treffen zu können.

2 Material und Methoden

Bei einem der untersuchten Bodenprofile handelt es sich um einen **Technosol** aus Siedlungsbauschutt und Industrieschlamm über **Parabraunerde** aus Sandlöß über glazifluvialen Ablagerungen. Der Auftrag setzt sich zusammen aus Kohle und Koks, Ziegelsplitters, Teerresten und Gasreinigungsmassen. Bis in einer Tiefe von 42 cm folgt mit einem scharfen Übergang ein im oberen Bereich stark gestörter Pflughorizont (ν Ap) aus sandig lehmigem Schluff. Die oberen 5 cm sind deutlich blau gefärbt. Darunter folgt bis in 67 cm Tiefe der Al-Horizont aus einem sandigen Schluff. Auffallend sind die blau bis schwarz gefärbten Regenwurmgänge. Diese reichen bis in den darunterliegenden Bbt-Horizont der Parabraunerde aus sandig-lehmigem Schluff. In ca. 145 cm Tiefe erfolgt ein Substratwechsel zum schwach lehmigen Sand (II Bv-Horizont) glazifluvialer Ablagerungen. In 250

[†]Geographisches Institut, Arbeitsgruppe Bodenkunde und Bodenökologie, Ruhr-Universität, 44780 Bochum

cm folgt der Emschermergel der Oberkreide (III Cn). Die Beprobung erfolgte horizontweise und zwischen 150 und 550 cm Tiefe in 20 cm Abständen mittels Tiefenbohrung.

Der zweite Boden stellt eine **Phyropararendzina** dar, welche sich aus einem etwa 120 cm mächtigen Auftrag entwickelte. Überdeckt wurde hier eine Parabraunerde, von der lediglich der Bbt-Horizont zwischen 110 und 150 cm vorhanden ist. Der Auftragsboden ist zweigeschichtet, die Grenze liegt in 40 cm Tiefe. In den oberen 15 cm Tiefe überwiegt der Anteil an technogenen Substraten aus Siedlungsbauschutt. Hier kommen Ziegel in allen denkbaren Bruchteilen oder als ganzes Exemplar vor, vermischt mit Kieseln, die blaue Beläge zeigen und natürlichen Substraten (Sandlöß). Aus diesem Substrat hat sich bereits ein ca. 5 cm mächtiger Ah-Horizont mit einem stabilen Aggregatgefüge entwickelt. Bis in 110 cm Tiefe lagert deutlich dichter eine homogene Schicht aus sandig-lehmigem Schluff mit vereinzelt eingelagerten Kokssplittern und Ziegelsplittern. Die Probenahme erfolgte horizonspezifisch bis in eine Tiefe von ca. 160 cm.

Die Cyanidbestimmung im Boden und im 0,01 M CaCl_2 -Extrakt (20 g Einwaage, 1:4; 3 Tage schütteln) erfolgte in Anlehnung an die DIN 38 405 Teil 13 und der ISO-Norm 11 262. Dabei wird die Abtrennung von der Matrix durch Destillation erreicht.

Als **Gesamtcyanide** werden die "Freien", "Leicht freisetzbaren" und "Gebundenen Cyanide" erfaßt und außerdem diejenigen organischen, Cyangruppen enthaltene Verbindungen, die bei $\text{pH} < 1$ HCN abspalten, z.B. Cyanhydrine. Dagegen werden die nicht toxischen Thiocyanate und Cyanate mit diesem Verfahren nicht bestimmt. Zur Analyse des Gesamtcyanidgehaltes werden durch Zusatz von starken Mineralsäuren (5M HCl) alle komplexen Cyanide zerstört. Die Destillationsdauer beträgt 1 Stunde bei Siedetemperatur und einem Luftdurchsatz von 20 L h^{-1} .

Die Wiederfindung dieses Verfahrens, gemessen an $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ -Standardlösungen bei jedem Probendurchgang, beträgt 96 %.

Als **leicht freisetzbares Cyanid** werden die "Freien" und "Leicht freisetzbaren" Cyanide sowie alle Verbindungen, die Cyangruppen enthalten und bei einem pH-Wert von 4 und Raumtemperatur Cyanwasserstoff abspalten, erfaßt. Für eine sichere Überführung der freien Cyanide in die Absorptionslösung ist eine Destillationsdauer von 4 Stunden nötig bei einem Luftdurchsatz von 60 L h^{-1} . Die Wiederfindung des leicht freisetzbaren Cyanide, gemessen an KCN-Standardlösungen mit 0,1 bis $1 \text{ mg L}^{-1} \text{CN}^-$ beträgt 97 %.

Die Bestimmung der Gesamtcyanide erfolgte an feldfrischen Proben in zwei- bis zu vierfacher Wiederholung und im Extrakt mit zweifacher Wiederholung. Die Bestimmung der Gehalte an leicht freisetzbaren Cyaniden im Boden erfolgte in zweifacher Wiederholung. Die Nachweisgrenze im Boden und wäßrigen Extrakt liegt bei $0,025 \text{ mg CN}^- \text{ kg}^{-1}$ und $0,025 \text{ mg CN}^- \text{ L}^{-1}$.

Der **Nachweis von CN^-** erfolgte photometrisch mittels Barbitursäure-Pyridin-Lösung (ISO/CD 11 262) bei einer Wellenlänge von 600 nm (UV/VIS-Spektralphotometer). Das Bestimmungsverfahren ist auf alle Lösungen anwendbar, die $0,0025$ bis $0,04 \text{ mg CN}^-$ enthalten.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Bodenreaktion des Technosols liegt im äußerst sauren bis sehr stark sauren Bereich ($\text{pH} 2.7$ — 3.4 ; Tab. 1). Die Versauerung ist nicht nur sehr stark vorangeschritten, sondern darüber hinaus noch tiefgründig (bis 3.0 m). Weil sich auf dem Gelände der Kokerei eine Anlage zur Schwefelsäure-Produktion befand, ist diese extreme und tiefgründige Versauerung möglicherweise durch Verunreinigung des Bodens mit Schwefelsäure zu erklären. Diese Vermutung wird durch die hohen Gesamtschwefelgehalte unterstützt, wobei wir unterstellen, daß ein großer Teil des Schwefels anorganisch gebunden vorliegt. Dies ist aus den, zumindest im Unterboden, ungewöhnlich engen Corg/S-Quotienten zu folgern. Der carbonhaltige Emschermergel führt zu einer Erhöhung der Bodenreaktion bis in den alkalischen Bereich hinein.

Die Gesamtcyanid-Gehalte reichen von 2.83 — $2865 \text{ mg CN}^- \text{ kg}^{-1}$. Das Maximum ist in der Anschüttung zu finden. In den Sandlöß-Horizonten nehmen die Gehalte ab ($\sim 20 \text{ mg CN}^- \text{ kg}^{-1}$) und erhöhen sich im fluvioglazialen Sand auf bis zu $120 \text{ mg CN}^- \text{ kg}^{-1}$. Im Emschermergel ist eine mehr oder weniger kontinuierliche Abnahme der Gesamtcyanid-Gehalte zu beachten.

Tab. 1. pH-Werte, organische Kohlenstoffgehalte, Gesamtschwefelgehalte sowie Gesamtcyanid- und leicht freisetzbare Cyanidgehalte eines Technosols über Parabraunerde.

Horizont	Tiefe	pH	Corg	St	Corg/S	CN ⁻	Leicht freisetzbar
		CaCl ₂	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹		Gesamt mg kg ⁻¹	
	cm						
yjC	-10	3,4	109	2870	38	69,7	0,30
	-13	3,4	706	8890	79	69,4	0,60
	-17	2,9	254	5050	50	388	0,89
	-26	2,9	341	6480	53	2865	9,0
yAp	-32	2,8	33	2363	14	610	0,40
	-42	2,9	13	628	21	38,0	0,30
Al	-48	2,9	3,9	524	7	20,7	0,14
	-60	2,9	3,3	826	4	23,7	0,16
Bbt	-71	2,9	3,0	2510	1	22,3	0,16
	-105	2,7	1,8	1910	1	15,9	0,13
	-135	2,8	1,2	832	1	29,2	0,10
II Bv	-150	2,8	0,6	698	1	104	0,09
	-200	3,4	-	-	-	125	0,13
	-250	3,4	-	-	-	113	0,17
	-300	3,6	-	-	-	49,7	0,10
III Cv	-350	6,4	-	-	-	30,5	0,09
	-400	6,4	-	-	-	23,7	0,05
III Cn	-450	6,6	-	-	-	7,83	0,15
	-500	7,3	-	-	-	2,83	0,04
	-550	7,1	-	-	-	4,77	0,16

Trotz der sehr starken Versauerung hat auf diesem Standort eine tiefreichende Verlagerung (mindestens bis 550 cm) von Cyaniden stattgefunden oder findet noch statt. In Grundwasserproben konnten Cyanide ebenfalls nachgewiesen werden. Aus diesen Befunden ist zu folgern, daß die Mobilisierung von Berliner Blau trotz sehr saurer Verhältnisse erfolgte. Möglicherweise erfolgte ein Transport von Berliner Blau in kolloidaler Form und unter Beteiligung von Teer, Ölen und anderen organischen Stoffen, welche bei dem Betrieb einer Kokerei ebenfalls in erheblichen Mengen anfielen. Für den kolloidalen Stofftransport ist das Vorhandensein eines (Grob)Porensystems wichtig. Beim Substratwechsel vom Sandloß zum Sand enden die Grobporen und die Immobilisierung von Cyaniden wird vermutlich mehr durch Filterung denn durch Fällung bedingt. Der fluvioglaziale Sand wirkt demnach als eine Senke für Cyanide, ohne aber den weiteren Transport vollständig zu unterbinden.

Die Bodenreaktion der Phytopararendzina liegt im mittel sauren bis sehr schwach alkalischen Milieu (pH 5.2 — 7.4; Tab. 2). Die Gesamtcyanid-Gehalte reichen von 0.40 — 490 mg CN⁻ kg⁻¹ und konzentrieren sich im Gegensatz zu dem Technosol ausschließlich auf den Oberboden. Das hier entgegen der alkalischen Bodenreaktion noch Berliner Blau zu finden ist, kann zum einen an der langsamen Geschwindigkeit des Auflösungsprozesses von Berliner Blau liegen (Meeussen et al., 1994), wird zum anderen möglicherweise aber auch durch die Inhomogenität der Anschüttung bedingt.

Die "leicht freisetzbaren Cyanide" umfassen weniger stabile Cyanokomplexe als die "Gebundenen Cyanide". Diese Differenzierung richtet sich nicht nach der Wasserlöslichkeit und somit nicht nach der Mobilität von Cyaniden. Um über letzteres Aussagen zu treffen, wurden CaCl₂-Extrakte aus den Anschüttungen beider Böden hergestellt. Bei Gesamtgehalten von 70 — 2865 mg CN⁻ kg⁻¹ und pH-Werten von 3.2 — 3.4 waren im Technosol 0.04 — 0.42% (absolut: 0.24 — 1.62 mg CN⁻ kg⁻¹) der Cyanide extrahierbar, in der Phytopararendzina bei Gesamtgehalten von 476 — 491 mg CN⁻ kg⁻¹ und pH-Werten von 7.6 — 7.8 hingegen 1.11 — 1.42% (absolut: 5.42 — 6.78 mg CN⁻ kg⁻¹). In Übereinstimmung mit der Bodenreaktion und dem Löslichkeitsverhalten von Berliner Blau finden sich in der Anschüttung der Phytopararendzina höhere CaCl₂-extrahierbare Cyanidgehalte. Sie weisen auf eine

rezente Mobilisierung von Berliner Blau hin.

Es soll festgehalten werden, daß die aus der Wasserchemie stammende Fraktionierung und Klassifikation von Cyaniden nicht ohne weiteres auf Böden anzuwenden ist, insbesondere wenn Aussagen über das Mobilitätsverhalten getroffen werden sollen.

Tab. 2. pH-Werte, organische Kohlenstoffgehalte, Gesamtschwefelgehalte sowie Gesamtcyanid- und leicht freisetzbare Cyanidgehalte einer Phyrorpararendzina.

Horizont	Tiefe	pH	Corg	St	Corg/S	CN ⁻	
						Gesamt	Leicht freisetz-
bar		CaCl ₂	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	----- mg kg ⁻¹ -----		
		cm					
Ah	-5	7,1	55	3180	17	490	1,21
jyC	-15	7,1	-	-	-	476	0,71
	-25	7,4	4,1	115	36	2,22	< 0,02
	-40	7,3	2,4	42	57	6,90	0,04
	-70	5,3	6,6	126	52	1,50	< 0,02
	-110	5,2	2,8	47	60	0,67	< 0,02
Bbt	-130	5,5	1,2	33	36	1,03	< 0,02
	-150	5,4	0,87	36	24	1,26	< 0,02
II Bv	+160	5,5	0,68	25	27	0,40	< 0,02

4 Zusammenfassung

Entgegen dem Löslichkeitsverhalten von Berliner Blau ist ein intensiv und tiefgründig versauerter Technosol über Parabraunerde eines Kokerei-Altstandortes bis > 5 m mit Cyaniden kontaminiert. Es wird angenommen, daß Mobilisierung und Transport (mit) in kolloidaler Form erfolgte. Neben bodenchemischen sind dann gleichfalls bodenphysikalische Eigenschaften von Bedeutung. Trotz schwach alkalischer Bodenreaktion zeigt eine Phyrorpararendzina noch hohe Cyanid-Gehalte, welches auf eine langsame Reaktionskinetik zurückgeführt wird.

Die Bodenreaktion ist für die Gefährdungsabschätzung von Cyanidbelastungen auf Kokerei-Altstandorten kein brauchbarer Parameter.

5 Literatur

- DIN 38 405 Teil 13, 1981: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Anionen (Gruppe D)-Bestimmung von Cyaniden.
- International Standard ISO/CD 11 262, 1982: Soil Quality-Determination of Cyanide.
- Meeussen, J.C.L., M.G. Keizer, W.H. van Riemsdijk and F.A.M. de Haan, 1994: Solubility of Cyanide in Contaminated Soils. J. Environ. Qual. **23**, 785-792.

Dank

Dem Umweltamt der Stadt Herne danken wir für die freundliche Unterstützung dieser Arbeit.

Schadstoffkataster der Stadt Wuppertal

von

Gierse, R.

1. Zielsetzung

Zur Ermittlung der Schadstoffbelastung der Böden wurde im Stadtgebiet Wuppertal Ende 1990 ein Bodenmeßprogramm begonnen, dessen Ergebnisse im Frühjahr 1992 vorlagen. Hauptziel war es, die Hintergrundbelastung von Schadstoffen in den Böden der Stadt Wuppertal festzustellen. Darüber hinaus sollte die räumliche Verteilung der jeweiligen Schadstoffe und evtl. Belastungsschwerpunkte ermittelt werden. Erwartungsgemäß gibt es je nach der Nutzungsstruktur Unterschiede in der Höhe der Belastung, welche bei dieser Untersuchung für den Raum Wuppertal genau definiert werden sollten. Aus den Ergebnissen sollten nicht zuletzt auch daraus folgende Maßnahmen abgeleitet werden können.

2. Methodik

Zunächst wurde eine flächenhafte Bodeninventur durchgeführt, worauf sich dann die Festlegung der Probenahmestandorte aufbaute. Nach der Entnahme der Bodenproben wurden diese im Labor untersucht und die Ergebnisse unter Zuhilfenahme gängiger statistischer Verfahren ausgewertet.

2.1 Bodeninventur / Auswahl der Standorte

Das Ziel der Bodeninventur war es, eine flächenhafte Bestandsaufnahme der realen Bodennutzung und ihrer Entstehung durchzuführen. Als Ergebnis sollten die bodenrelevanten Informationen in einer Konzeptkarte (1:25.000) zusammengefaßt werden. Folgende Karten dienten dabei als Arbeitsmaterialien:

- * Luftbildserien des "Atlas Luftbildkarte 1:5.000" von 1928 und 1988
- * Karten zur "Räumlichen Entwicklung der Stadt Wuppertal" von 1827, 1929, 1979
- * Geologische Karten 1:25.000
- * Bodenkarten: Karten der Reichsbodenschätzung (DGK 5 BO)
- * Bodenkarte Wuppertal 1:50.000
- * Flächennutzungskarten der Stadt Wuppertal

In der Konzeptkarte wurden die Böden folgendermaßen klassifiziert:

naturnahe Böden:

- * Böden mit Waldnutzung
- * Böden mit landwirtschaftlicher Nutzung (Acker/Grünland)

Böden naturnaher Aufträge:

- * Parkanlagen/Friedhöfe
- * Kleingärten

anthropogen stark überformte Böden:

- * Wohnsiedlungsbereiche mit alter offener Wohnbebauung (bis 1928)
- * Wohnsiedlungsbereiche mit neuer offener Wohnbebauung (ab 1928)
- * Siedlungsbereiche mit geschlossener Wohnbebauung
- * alte Gewerbe- und Industrieansiedlungsbereiche (bis 1928)
- * neue Gewerbe- und Industrieansiedlungsbereiche (ab 1928)
- * Aufschüttungsflächen/Abtragungsflächen

In jedem Rasterquadrat (1x1 km) erfolgte die Auswahl geeigneter Probenahmestandorte, die die flächenhafte Verteilung der Nutzungstypen auf dem Stadtgebiet repräsentieren sollte. In der Regel wurden nur solche Flächen beprobt, die eine kontinuierliche Nutzung aufwiesen. Zur Abschätzung der Dauer der Nutzung wurden daher zusätzlich Luftbildkarten von 1928 ausgewertet, und die Flächennutzungen dementsprechend in alt (vor 1928) und neu (nach 1928) eingeteilt. Punktuelle potentielle Belastungsschwerpunkte (z.B. Altablagerungen) wurden nicht untersucht, weil sie für die Ermittlung einer Hintergrundbelastung ungeeignet sind. Insgesamt wurden im Rahmen dieser Untersuchung 365 Standorte beprobt.

2.2 Probenahme und Analytik

Die Bodenansprache wurde entsprechend der "Bodenkundlichen Kartieranleitung" (AG Bodenkunde, 1982) durchgeführt. Bei anthropogen stark überformten Böden wurden dabei die "Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden: Kartierung von Stadtböden" (Umweltbundesamt 1989) berücksichtigt. Neben der Profilaufnahme wurden Bodentyp, Standort- und Nutzungscharakteristik protokolliert. Die Bodenprobenahme erfolgte als Mischprobe mittels Pürckhauerbohrer, auf Acker bis zur Krumentiefe, in Gärten bis zu 30 cm Tiefe und auf Grünland bis zu 10 cm Tiefe, der Unterboden wurde horizontweise bis in eine Tiefe von einem Meter beprobt. Nach Lufttrocknung, Homogenisierung, Siebung (<2mm) und chemischer Analyse wurden die Proben in Glasgefäßen gelagert.

Im Chemischen Untersuchungsinstitut der Städte Wuppertal und Solingen wurden der pH-Wert (CaCl_2) und der Glühverlust sowie die Gehalte an Blei, Cadmium, Quecksilber, Zink, Kupfer, Chrom und Nickel (im Königswasseraufschluß) bestimmt. Im Rahmen einer Nachuntersuchung wurden die Gehalte der PAK (EPA, n=154) und von Arsen (n=182) ermittelt.

2.3 Aus- und Bewertung

Für die Aus- und Bewertung der Meßergebnisse wurde eine statistische Analyse des gewonnenen Datenmaterials durchgeführt. Hierbei wurde die Datensicherheit geprüft sowie Standardauswertungen durchgeführt. Hierzu zählen z.B.: Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Percentile, Summenhäufigkeiten und Überschreitungshäufigkeiten von Richt- und Schwellenwerten.

Zur besseren Einschätzung der Schwermetallgehalte wurde die regionalspezifische Hintergrundbelastung (10% und 90% Percentil) im Wuppertaler Stadtgebiet ermittelt. In diese Berechnung gingen die Meßwerte sämtlicher Bodenproben ein, die auf naturnahen Böden entnommen wurden.

3. Ergebnisse

Die Schwermetallbelastung der Wuppertaler Böden kann als relativ hoch eingestuft werden. Der Schwellenwert (SW) der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF) wird bei Cadmium (SW = 1 bzw. 2 mg/kg (pH>6,5)) auf ca. 25 %, bei Blei (SW = 300 mg/kg) auf 15 %, bei Kupfer (SW = 100 mg/kg) auf 10 % und bei Zink (SW = 500 mg/kg) auf 5 % der untersuchten Standorte überschritten. Insgesamt überschreiten ca. 35 % der untersuchten Standorte den Schwellenwert der LÖBF. Der Bodenwert I von Eikmann/Kloke, welcher die uneingeschränkte Nutzungsmöglichkeit hinsichtlich der Schadstoffbelastung für Pflanze, Tier und Mensch ermöglicht, wird nur auf 55 von 365 Standorten (ca. 15 %) erreicht.

Tab. 1: Gehalte von Schadstoffen in mg/kg in Wuppertaler Böden

	Cadmium	Blei	Quecksilber	Chrom	Kupfer	Zink	Nickel	Arsen	BaP
Gesamtwerte									
Durchschnittliche Belastung in Wuppertal (10% + 90% Perzentile)	Gesamtbelastung (Gesamtheit der Standorte; n=365)							n=182	n=154
	0,50-1,50	65 - 348	0,10-0,40	20 - 65	16 - 103	115 - 435	16 - 34	4 - 13	0,04 - 1,10
	Hintergrundbelastung (Gesamtheit der naturnahen Böden; n=103)							n= 81	n= 79
	0,54-1,16	54 - 263	0,04-0,30	20 - 59	14 - 46	110 - 292	14 - 33	4 - 8	0,03 - 0,23
Grundbelastung									
Durchschnittliche Grundbelastung (nach König 1990)	in Gartenböden großstädtischer Verdichtungsräume								
	0,5 - 1,5	50 - 150	0,1 - 0,4	10 - 50	20 - 40	80 - 300	5 - 50	10 - 30	0,1 - 1,0
	in Böden landwirtschaftlicher Flächen in überwiegend ländlichen Gebieten								
	0,2 - 1,0	10 - 60	0,1 - 0,4	10 - 50	5 - 25	20 - 120	5 - 50	2 - 20	0,01 - 0,1
Mittelwerte									
Mittelwert im Unterboden (n=39)	0,14	57	0,12	16,3	20,6	77	28,1	-	-
Mittelwerte im Oberboden									
Mittelwerte im Oberboden	Gesamtbelastung (Gesamtheit der Standorte; n=365)							n=182	n=154
	1,00	181	0,25	39,7	51,8	246	24,3	7,3	0,4
	Hintergrundbelastung (Gesamtheit der naturnahen Böden; n=103)							n=81	n=79
	0,92	131	0,20	36,9	31,1	177	22,9	6,6	0,15
Mittelwerte im Naturraum Bergisch-Sauerl. Gebirge	1,08	101	0,19	40	28	163	36	19	

Landesamt für Wasser und Abfall NW, 1991

Die Bleigehalte sind deutlich erhöht und liegen über denen von anderen vergleichbaren Großstädten. Auch gegenüber dem Naturraum "Bergisch-Sauerländisches Gebirge" sind erhöhte Gehalte feststellbar (s. a. 3.2). Der mittlere Cadmiumgehalt liegt im Bereich anderer Großstädte und des Naturraumes "Bergisch-Sauerländisches Gebirge", erreicht jedoch mit 1 mg/kg den unteren Schwellenwert der LÖBF (1 mg/kg bei pH < 6,5). Kupfer war ebenso wie Blei im dichtbesiedelten innerstädtischen Bereich (Talachse) angereichert. Von den untersuchten Bodennutzungen fielen besonders die Kleingärten durch erhöhte Kupfergehalte auf. Zinkanreicherungen traten ebenfalls vorwiegend in den städtischen Bereichen der Talachse auf. Hiervon waren insbesondere die Haus- und Kleingärten betroffen. Insgesamt lagen 4,9 % der Standorte über dem LÖBF-Schwellenwert. Kritische Quecksilber-, Arsen-, Nickel- und Chromgehalte wurden nur in seltenen Ausnahmefällen gemessen. Der überwiegende Teil der Proben lag hier innerhalb des Bereichs der allgemein verbreiteten Gehalte.

Bei Cadmium, Blei, Kupfer, Zink und Benzo(a)pyren (BAP) sind die 90%-Perzentile der Gesamtbelastung deutlich höher als die der regionalen Hintergrundbelastung (naturnahe Böden). Besonders auffallend ist dies beim BAP, wo das 90%-Perzentil fast fünfmal so hoch ist.

3.1 Nutzungstypen und Schadstoffbelastung

Um die am höchsten belasteten Nutzungstypen herauszustellen, wurden die verschiedenen Nutzungen für jedes Metall mit einem Rangplatz von 1 - 10 (stärkste Belastung) je nach Belastungsstärke versehen. Der Rangplatz 1 gibt dabei den Nutzungstyp wieder, der die geringste durchschnittliche Belastung aufweist. Ackerböden sind die im Verhältnis am geringsten belasteten Standorte gefolgt von den neuen Gewerbeflächen sowie den Grünlandstandorten. Die am höchsten belasteten Nutzungstypen sind Zier- und Nutzgärten in alter offener Bebauung und die Kleingartenanlagen.

3.2 Bleibelastung der Böden

Im Gegensatz zum Cadmium waren beim Blei in den dicht besiedelten Gebieten etliche regionale Belastungsschwerpunkte erkennbar. Den Hauptbelastungsschwerpunkt bildete der gesamte dicht besiedelte innerstädtische Bereich im Tal der Wupper und der angrenzende Bereich bis zur BAB 46 (insbesondere in den Stadtbezirken Elberfeld-West, Elberfeld, Barmen und Oberbarmen). Die Lage der Belastungsschwerpunkte wiesen beim Blei dem Faktor Immission eine bedeutende Rolle zu.

Die statistische Analyse ergab, daß ca. 15 % der Proben den Schwellenwert der LÖBF überschritten. Die mittlere Blei-Belastung betrug 181 mg/kg, wobei der große Unterschied zwischen Gesamt- und Hintergrundbelastung mit 131 mg/kg auffallend war.

Tab. 2: Bleibelastung in Wuppertal

	n	Mittelwert mg/kg	< BWI 100mg/kg %	BWII mg/kg	< BWII %	Nordrhein- Westfalen
Gesamt	365	181	33,3	-	-	50-150 ¹
Acker	35	88	74,3	500	100	36
Grünland	91	134	45,1	500	100	77
geschlossene Bebauung	33	297	12,1	300	69,7	-
alte offene Bebauung	57	241	12,3	300	70,2	-
neue offene Bebauung	48	171	35,4	300	81,3	-
Kleingärten	65	184	18,5	300	89,2	105
alte Gewerbeflächen	12	310	16,7	1000	100	-
neue Gewerbeflächen	15	145	53,3	1000	100	-

BWI: Bodenwert I für eine multifunktionale Nutzung (100mg/kg)

BWII: Bodenwert II; Vorsorgerichtwert

¹ Durchschnittlich Grundbelastung (kein Mittelwert)

Die Kleingärten liegen mit einem Mittelwert von 184 mg/kg im Bereich der Gesamtbelastung. Die Ackerflächen weisen mit 88 mg/kg die weitaus geringsten Belastungen auf, gefolgt von der Grünlandnutzung mit 134 mg/kg. Die höchsten Belastungen sind auf den alten Gewerbestandorten festzustellen (Mittelwert = 310 mg/kg). Die geschlossene Bebauung des Innenstadtbereiches liegt mit einem Mittel von 297 mg/kg nur geringfügig darunter. Auch in Bereichen mit einer alten offenen Wohnbebauung liegen erhöhte Bleigehalte vor (Mittelwert = 241 mg/kg), was bei einer Nutzung als Nutzgarten kritisch zu bewerten ist.

Nach den Ergebnissen des Bodenmeßprogramms weisen nur 1/3 der Standorte eine Bleibelastung von unter 100 mg/kg auf. Auch zeigen sich deutliche Unterschiede bei den verschiedenen Nutzungstypen. Auf Ackerflächen liegt die Bleibelastung noch häufig unterhalb von 100 mg/kg, in den Gärten der alten offenen Wohnbebauung gibt es dagegen nur noch wenige Gärten die diese Grenze unterschreiten. Oberhalb des BW II (300 mg/kg) liegen ca. 11 % der Kleingärten und ca. 30 % der Gärten in alter offener Bebauung. Der BW III-Wert wird bei keinem Nutzungstyp überschritten.

4. Ausblick

Die dargestellten Ergebnisse geben nur einen kleinen Teil der vorhandenen Ergebnisse wieder. Das umfangreiche Datenmaterial fließt in das Umweltinformationssystem der Stadt Wuppertal und in das Bodeninformationssystem des Landes NRW ein. Darüber hinaus wird an einer flächenhaften Darstellung der Bodenbelastung gearbeitet.

Anschrift des Verfassers:

Reinhard Gierse
 Stadtverwaltung Wuppertal
 -Ressort Natur und Freiraum -
 Postfach
 42269 Wuppertal

Der Transfer von Blei, Cadmium, Arsen und Quecksilber in einem Überschwemmungsgebiet der Elbe

von

Kloser, R.*; Golze, W.**

1. Problemstellung

Ausgangspunkt für die Untersuchungen war der Anblick der überschwemmten weiten Flächen in den Flußauen im Frühjahr 1994, als Saale, Elbe, Elster Hochwasser führten und über ihre üblichen Uferbereiche traten.

Welchen Einfluß haben Überschwemmungen auf den Schwermetallgehalt der angrenzenden Flächen, besonders in Anbetracht der starken Verschmutzung der ostdeutschen Flüsse ?

Die Elbe wurde jahrzehntelang durch Industrieeinleitungen und kommunale Abwässer stark belastet. Hinzukommt, daß die Elbe praktisch den gesamten deutschen Teil des Erzgebirges entwässert, wodurch eine hohe Belastung mit Schwermetallen resultiert. So sind auch die Uferbereiche der Elbe zwischen Riesa und Landesgrenze zum Teil stark mit Schwermetallen belastet (SCHWERMETALLBERICHT 1992). Die landwirtschaftliche Nutzung der Überschwemmungsgebiete, zumeist als Weidefläche für Rinder und Schafe, bedingt die Möglichkeit des Schwermetalleintrags in die Nahrungskette über den Pfad Boden - Pflanze - Tier. Es sollte ermittelt werden, ob es einen Eintrag der anorganischen Schadstoffe Cd, Pb, As und Hg aus dem Boden der Überschwemmungsflächen in die Nahrungskette gibt, und wie dieser anhand der bestehenden Regelwerke zu bewerten ist.

2. Material und Methoden

Die ausgewählte Fläche in der Nähe der Stadt Belgern, flußaufwärts von Torgau ist für die Beantwortung dieser Frage geeignet. Zum einen kann sie aufgrund der geologischen Gegebenheiten als repräsentativ gelten für einen großen Bereich der mittleren Elbe, vorherrschende Bodenarten sind Sande bis stark lehmige Sande alluvialen Ursprungs, zum anderen war es dort möglich, neben der Belastung des Bodens und des Pflanzenbestandes auch Tiere zu untersuchen, die nachweislich den größten Teil ihres Lebens auf diesen Flächen geweidet hatten. Die Untersuchungsflächen lagen 20 bis 100 m vom Flußufer entfernt und wurden als Schaf- bzw. Rinderweide genutzt. Die Bodenproben wurden nach DIN 38414 S7 (Königswasserauszug) bzw. mittels Ammoniumnitratextraktion auf ihren Gehalt an Cd, Pb, Hg und As untersucht. Zur Untersuchung gelangten weiterhin Pflanzenproben der Untersuchungsgebiete und Organproben (Leber, Niere) von Schafen, Lämmern und Rindern, die nachweislich den größten Teil ihres Lebens auf den untersuchten Flächen weideten.

Die Proben wurden mittels Salpetersäure / Wasserstoffperoxid in einer Mikrowellenapparatur aufgeschlossen. Die Cd- und Pb-Bestimmungen erfolgten mittels Flammen- bzw. Graphitrohr-AAS. Für die As- und Hg- Bestimmungen wurde die Hydrid- bzw. Kalt-dampftechnik genutzt.

* Sächsische Landesanst. f. Landwirtschaft, FB Landw. Untersuch., G.-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig

**Sächs. Landesanst. f. Landw., FB Tierzucht, Fischerei und Grünland, Am Park 3, 04886 Köllitsch

3. Ergebnisse

Der Schlamm, der mit der letzten Überschwemmung auf die Flächen gelangte, war vergleichsweise gering belastet und hat nicht zur Erhöhung der Bodenbelastung beigetragen. Die Schafweide weist etwas höhere Gehalte an allen 4 Elementen auf (Tab. 1). Verglichen mit den von EIKMANN+KLOKE aufgestellten Richtwerten ist bei Cd der BWII überschritten, für As im Falle der Schafweide in Einzelproben auch der BWIII. Pb und Hg liegen unter dem BWII.

Tabelle 1: Schwermetallgehalte im Königswasserextrakt (DIN 38414 S7). Angaben in lufttr. Boden (< 2mm). (MW = Mittelwert, RSD = Relative Standardabweichung)

Probenart		Pb	Cd	As	Hg	Dimension
Schlamm:	RSD:	54	11	10	31	%
	MW (n = 2):	47,9	0,94	21,5	0,63	mg/kg
Boden, Rinderweide	RSD:	26	46	85	43	%
	MW (n = 10):	99,6	2,35	32,4	1,14	mg/kg
Boden, Schafweide	RSD:	6,5	12	64	12	%
	MW (n = 10):	130,8	3,35	47,4	1,64	mg/kg
EIKMANN - KLOKE	BW II	500	2	40	2	mg/kg
	BW III	1000	5	50	10	mg/kg

Die Schwermetallgehalte im Ammoniumnitratextrakt ergeben ein etwas verändertes Bild (Tab. 2). Der Prüfwert wird bei Blei nur zu 2% ausgelastet, für Cd wird er allerdings in jedem Fall überschritten und sogar der Maßnahmewert erreicht. Obwohl nach EIKMANN+KLOKE Arsen in bedenklichen Konzentrationen im Boden vorliegt, wird der Prüfwert im Ammoniumnitrat-Extrakt nur zu einem geringen Prozentsatz ausgelastet.

Tabelle 2: Schwermetallgehalte im Ammoniumnitratextrakt (PRUEß 1992). (MW = Mittelwert, RSD = Rel. Standardabw.) Angaben in lufttr. Boden (< 2mm)

Probenart		Pb	Cd	As	Dimension
Schlamm	RSD:	37,3	22,4	15,4	%
	MW (n = 2):	8,3	39,2	11,65	µg/kg
Boden, Schafweide	RSD:	63	64,2	41,2	%
	MW (n = 10):	9,2	42,2	32	µg/kg
Boden, Rinderweide	RSD:	34,1	60,7	138,2	%
	MW (n = 10):	8,5	38,7	23,8	µg/kg
PRUEß (Vorschläge)	Prüfwert	400	25	140	µg/kg
	Belast.-wert	12000	40	?	µg/kg

Würde auf dieser Basis der Boden hinsichtlich einer Bodenbelastung mit dem vom Umweltbundesamt 1995 vorgestellten Konzept beurteilt, bedeutete das:

1. Der mobile SM-Gehalt im Boden überschreitet in einem Fall (Cd- Schafweide) sowohl Prüf- als auch Maßnahmewert. Es liegt eine Bodenschädigung vor. Eine Pflanzenanalyse ist nicht mehr notwendig.
2. Bei der Rinderweide wird der Prüfwert überschritten. Ob eine Bodenschädigung vorliegt, muß anhand von Pflanzenuntersuchungen geprüft werden (Sind die bestehenden Richt- bzw. Grenzwerte für Nahrungs- und Futtermittelpflanzen überschritten?).

Der Schwermetallgehalt der Pflanzen war abhängig von deren Alter und nahm im Laufe der Vegetationsperiode zu. Die in der Futtermittelverordnung festgelegten Höchstmengen wurden in keinem Fall überschritten.

Tab. 3: Elementgehalte in Weidegras. (MW = Mittelwert, RSD = Rel. Standardabw., TM = Trockenmasse)

Probenart		Pb	Cd	As	Hg	Dimension
1. Rinderweide						
Juli	RSD:	6,2	0	0	9,5	%
	MW (n = 2):	0,48	0,03	<0,01	0,04	mg/kg TM
September	RSD:	57,4	36,3	66,7	66,7	%
	MW (n = 6):	5	0,22	0,03	0,03	mg/kg TM
Dezember	RSD:	22,2	4,8	0	50	%
	MW (n = 2):	14,6	0,83	0,01	0,06	mg/kg TM
2. Schafweide						
Juli	RSD:	17	14,3	0	28,2	%
	MW (n = 2):	0,47	0,07	0,01	0,07	mg/kg TM
September	RSD:	37,4	12,5	60	28,6	%
	MW (n = 6):	4,65	0,32	0,05	0,07	mg/kg TM
Dezember	RSD:	5,2	6,1	0	41,7	%
	MW (n = 2):	3,87	0,33	0,01	0,07	mg/kg TM
Futtermittel-VO	Alleinfutter	30,0/20,0	1,0/0,5	2	0,1	mg/kg TM
	Grünfutter	40				mg/kg TM

Damit ergibt sich ein Widerspruch zur Bewertung der Bodenschädigung mittels des Konzeptes der mobilen Prüf- und Maßnahmewerte, das den Boden (Schafweide) als geschädigt einstuft und damit auf eine Pflanzenanalyse von vornherein verzichtet - und eine Forderung nach der Überprüfung dieses Konzeptes, wenn es beibehalten werden soll.

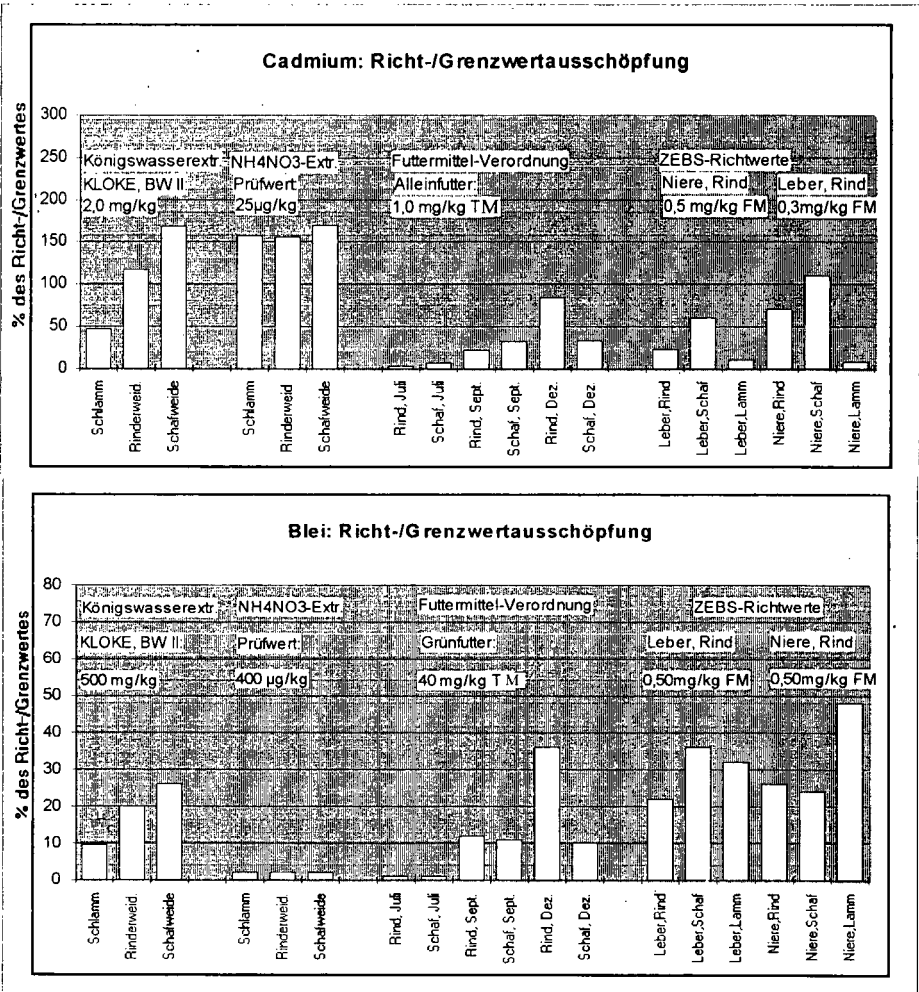
Die Belastung der Speicherorgane (Leber, Niere) im Weidetier wurde an Rind, Schaf und Lamm untersucht.

Tab. 4: Elementgehalte in Organproben von Schlachtieren. (MW = Mittelwert, RSD = Rel. Standardabw., FM = Frischmasse)

Probenart		Pb	Cd	As	Hg	Dimension
1. Leber						
Rind	RSD:	63,6	42,8	0	100	%
	MW (n = 12):	0,11	0,07	0,02	0,02	mg/kg FM
Lamm	RSD:	6,2	33,3	0	0	%
	MW (n = 3):	0,16	0,03	<0,01	0,01	mg/kg FM
Schaf	RSD:	27,7	28	0	0	%
	MW (n = 4):	0,18	0,18	<0,01	0,01	mg/kg FM
Richtwert ZEBS	Leber, Rind:	0,5	0,3		0,1	mg/kg FM
2. Niere						
Rind	RSD:	53,8	45,7	40	0	%
	MW (n = 12):	0,13	0,35	0,04	0,01	mg/kg FM
Lamm	RSD:	87,5	15	0	0	%
	MW (n = 3):	0,24	0,04	<0,01	0,01	mg/kg FM
Schaf	RSD:	14	36	0	0	%
	MW (n = 4):	0,12	0,55	<0,01	0,01	mg/kg FM
Richtwert ZEBS	Niere, Rind:	0,5	0,5		0,1	mg/kg FM

In den untersuchten 12 Rindern wurden keine Überschreitungen der ZEBS-Werte festgestellt. Ebenfalls nicht bei den 3 Lämmern. Bei den Schafnieren wurde im Mittel eine Überschreitung des Cd-ZEBS-Wertes gefunden. In keinem Fall wurde der doppelte ZEBS-Wert überschritten; erst dann wird ein Vermarktungsverbot empfohlen.

Die prozentuale Ausschöpfung der Richt- bzw. Grenzwerte für Blei und Cadmium ist in den folgenden Abbildungen noch einmal dargestellt.



Zusammenfassung:

Es wurde am Einzelbeispiel die Aussagefähigkeit des Konzeptes zur Gefahrenbeurteilung von Böden untersucht. Für das Element Cadmium wurde die damit getroffene Einschätzung durch nachfolgende Pflanzenuntersuchungen nicht bestätigt. Auch an Organproben durchgeführte Untersuchungen lassen keinen Handlungsbedarf erkennen.

Literatur

SCHWERMETALLBERICHT 1992: Untersuchung sächsischer Böden auf Belastungen mit Schwermetallen und organischen Rückständen, 2. Bericht. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Inst. f. Landw. Untersuchungen Leipzig-Möckern 1992

Schwermetalltransfer auf Praxisschlägen und Schlußfolgerungen für die landwirtschaftliche Abfallverwertung - dargestellt am Beispiel Cd und Pb

von

Mönicke, R.; Klose, R.; Kurzer, J.*

1. Anliegen der Untersuchungen

Seit Ende 1992 wird in Sachsen ein umfangreiches Untersuchungsprogramm zum Transfer Boden-Pflanze ausgewählter Schwermetalle direkt auf landwirtschaftlichen Praxisschlägen durchgeführt.

Das Ziel dieser Untersuchungen ist:

- die Ermittlung von kritischen Werten der Bodenbelastung zwecks Einleitung von Vorsorgesuntersuchungen, Nutzungseinschränkungen bzw. -änderungen.
- die Suche nach praktikablen, vom Landwirt noch bezahlbaren Maßnahmen, um in einer angemessenen Zeit den Transfer der Schwermetalle in die Pflanze auf Grenzstandorten einzuschränken..
- die Erarbeitung wichtiger Anhaltspunkte zur langfristig schadlosen landwirtschaftlichen Abfallverwertung, insbesondere zur Schadstoffbilanz und zur Verwendung Cd-belasteter P-Dünger.

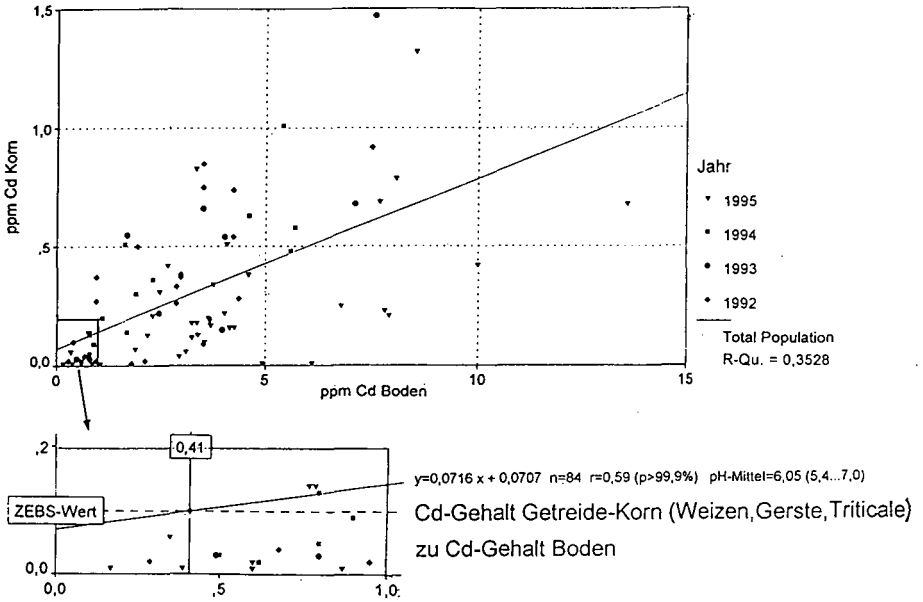
2. Material und Methoden

Auf insgesamt 70 Schlägen, unterteilt in Acker- und Grünland, wurde der Transfer von Cd, Pb und später As über drei Jahre verfolgt. Die Auswahl der landwirtschaftlichen Schläge erfolgte nach der Bodenbelastung auf der Grundlage des Schwermetallkatasters Sachsens. Damit ist die Werteverteilung in Richtung höhere Belastung verschoben. Boden- und Pflanzenproben wurden immer als zusammengehörende Einzelprobe entnommen und bildeten je Schlag eine Mischprobe. Ein Transferwert repräsentiert damit einen landwirtschaftlichen Schlag. Die ausgewählten Flächen lagen vorrangig auf V- und AI-Standorten, aber auch in Lö-Gebieten. Extreme pH-Bereiche wurden nicht angetroffen. Die Schwermetallaufnahme wurde vereinzelt während der Ontogenese der Pflanzen, meist als Vorernte- bzw. Vornutzungsuntersuchung ermittelt. Auf insgesamt 10 Flächen wurden 20 bzw. 40 m breite Streifen längs des Feldes mit Sicherheitsabstand angelegt, die jährlich mit 1000 kg CaO hochvermahlenden kohlen-sauren Kalk mit einer Körnung von $\leq 0,09$ mm (gerade noch streufähig) und als Suspension mit $\leq 0,075$ mm im Vergleich zur 0-Variante beaufschlagt wurden. Wenn nicht extra angegeben, wurde der Schwermetallgehalt im Königswasserauszug bestimmt. Ein Teil der Böden wurde zusätzlich über Ammoniumnitratextraktion analysiert.

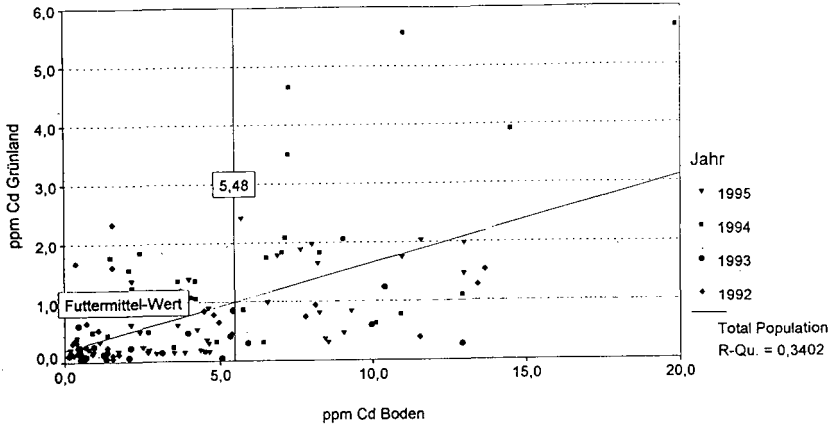
* Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, FB 10,
Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig

3. Ausgewählte Ergebnisse

Bei der Bestimmung des Cd-Bodengehaltes mittels Königswasserauszug zeigte sich auf Acker- und Grünland eine signifikante Beziehung zum Pflanzengehalt. Wird die Ammoniumnitratextraktion angewendet, trifft das nur für Ackerland zu. Aus dem Zusammenhang Boden- und Pflanzengehalt ist ersichtlich, daß der ZEBS-Wert von Getreide bereits bei 0,4 ppm Cd Bodengehalt überschritten werden kann.



Auf Grünland wird der zulässige Höchstgehalt für Futter erst bei einem Bodengehalt von 5,5 ppm Cd erreicht.



Cd-Gehalt Grünland (2. Schnitt) zu Cd-Gehalt Boden

Eine Abhängigkeit des Cd-Transfers vom pH-Wert des Bodens konnte im angetroffenen Bereich von pH 5,4... 7,0 auf Ackerland nicht und tendenziell nur auf Grünland gefunden werden. Das spiegelt sich auch in den Ergebnissen der Kalkversuche wider. Für die Schwermetalle Pb und As wurde nur auf Grünland, vorrangig beim 1. oder 2. Schnitt eine Signifikanz des Transfers bei den o. g. Bestimmungsmethoden des Bodengehaltes gefunden.

4. **Schlußfolgerungen**

Größter Wert ist auf die Verhinderung einer Cd-Anreicherung im Boden zu legen. Deshalb ist auf eine ausgewogene Cd-Bilanz besonders auf Ackerland zu achten. Ab 0,4 ppm Cd-Bodengehalt ist mit einem Überschreiten der ZEBS-Werte zu rechnen, so daß Vorsorgeuntersuchungen notwendig werden.

Überschreitet der Bodengehalt 2,0 ppm Cd, ist eine Nutzungsänderung (Umwandlung in Grünland) zu prüfen. Die Kalkung mit kohlensaurem Kalk brachte auf Ackerland keine Reduzierung des Transfers. Vorsorglich ist der Boden auf belasteten Standorten im oberen Teil des optimalen pH-Bereiches zu halten. Die Cd-Grenzwerte für Boden lt. AbfklärV sind zu hoch. Eine nachhaltige schadlose Abfallverwertung und die Verwendung Cd-haltiger P-Dünger muß den Grundsätzen einer ausgewogenen Cd-Bilanz folgen.

Schwermetalltransfer Boden-Pflanze als Beurteilungskriterium für Bodenschutzmaßnahmen

von

Laves, D.; Dittrich, B.; Klose, R.; Mönicke, R.*

1. Problemstellung

Mit Blick auf das geplante Bundes-Bodenschutzgesetz hat das Umweltbundesamt im Mai 1995 ein Konzept zur Gefahrenbeurteilung von Böden vorgestellt. Es beruht auf einem gestuften Bewertungsverfahren des Wirkungspfades Boden-Pflanze (DINKELBERG u. BACHMANN 1995). Zur Abschätzung von Schwermetallanreicherungen im Boden werden zunächst die mit Königswasser extrahierten Gehalte bestimmt. Eine erste Orientierung über das Vorliegen einer Schwermetallanreicherung im Boden erfolgt mit Hilfe des Prüfwertes aus der Verwaltungsvorschrift zum Bodenschutzgesetz Baden-Württembergs (1993). Es schließt sich die Bestimmung der mobilen Schwermetallgehalte in einer Neutralsalzextraktion an. Prüf- und Maßnahmewerte der mobilen Schwermetalle dienen zur Gefahrenbeurteilung. In der genannten Verwaltungsvorschrift beziehen sich die Prüf- und Maßnahmewerte auf Ammoniumnitrat-lösliche Schwermetallgehalte.

Bezüglich der Gefahrenbeurteilung lassen sich nach diesem Konzept folgende drei Fälle unterscheiden:

Fall 1:

Der mobile Schwermetallgehalt im Boden liegt unter dem Prüfwert. Es besteht keine Bodenbelastung. Die Entscheidung erfolgt allein aufgrund der Bodenanalyse.

Fall 2:

Der mobile Schwermetallgehalt überschreitet den Prüfwert, nicht jedoch den Maßnahmewert. Um zu entscheiden, ob eine Bodenschädigung vorliegt, wird der Schwermetallgehalt der auf dem Standort wachsenden Pflanzen bestimmt. Der Boden gilt als geschädigt, wenn die Schwermetallgehalte die Richt- oder Grenzwerte der Nahrungs- und Futtermittelpflanzen überschreiten.

Fall 3:

Der mobile Schwermetallgehalt überschreitet den Maßnahmewert. Es liegt somit eine Bodenschädigung vor. Die Entscheidung darüber erfolgt wie bei Fall 1 allein auf der Grundlage der Bodenanalyse.

*Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Landwirtschaftliche Untersuchungen (LUFA), Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig

2. Untersuchungsmaterial, -methoden

Gegenwärtig wird dieses Konzept geprüft von der ad-hoc-Arbeitsgruppe "Schwermetall-Transfer" des Arbeitskreises "Bodenbelastung" der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO). Sachsen beteiligt sich daran mit der Untersuchung von Cadmium, Blei und Arsen an drei Standorten.

Die Erzgebirgsstandorte Freiberg und Ehrenfriedersdorf sind gekennzeichnet durch Pseudogley-Braunerden aus Hanglehm über Festgestein, der Auenstandort Tanndorf (Vega) liegt im Überschwemmungsgebiet der Freiburger Mulde südöstlich von Leipzig. Die Probenahme erfolgte flächenrepräsentativ. Dazu wurden jeweils gesondert 20 Boden- und Pflanzenproben entnommen, bei Grünlandaufwuchs für jeden der drei Aufwüchse getrennt, d.h. 60 Boden- und Pflanzenproben. Probenahme und Probenaufbereitung erfolgte nach der internen Arbeitsanleitung der ad-hoc-AG "Schwermetall-Transfer" (1995).

3. Ergebnisse

Prüfwertüberschreitungen bei den königswasserlöslichen Schwermetallgehalten in allen 9 Fällen, d.h. bei den 3 Standorten für die 3 Elemente sind ein Hinweis auf Schwermetallanreicherungen in den untersuchten Böden.

Bei der mobilen, mit Ammoniumnitrat extrahierten Schwermetallfraktion wird der Prüfwert in 5 Fällen nicht überschritten und in 4 Fällen überschritten, davon in 2 Fällen auch der Maßnahmewert. Nach dem vorgestellten Konzept würden zur Gefahrenbeurteilung der Böden nur in zwei Fällen Schwermetalluntersuchungen der standortzugehörigen Pflanzen benötigt.

Durchgeführte Untersuchungen bestätigen dieses Ergebnis jedoch nicht. Zu den mit mobilem Cadmium und Blei nicht belasteten Böden gehört der Standort Tanndorf. Obwohl hier der Prüfwert (PW) für mobiles Cadmium und Blei bei keiner der 20 untersuchten Bodenproben überschritten wurde, enthielten die korrespondierenden Weizenkornproben im Mittel Cadmium- und Blei-Gehalte, die den Lebensmittelrichtwert, das ist der doppelte ZEBS-Wert, zu etwa 80 bis 90 % ausschöpften. Bei 20 Pflanzenproben hatten die Cadmiumgehalte den doppelten ZEBS-Wert in 6 Proben und die Bleigehalte in 3 Proben überschritten (Tab. 1).

Tab. 1: Cadmium-, Blei-Transfer Auenboden-Weizenkorn (Standort: Tanndorf)

B o d e n NH ₄ NO ₃ -E x t r a k t			W i n t e r w e i z e n , K o r n		
	Cd	Pb		Cd	Pb
	[µg/kg B.]			[mg/kg TM]	
\bar{x} (n = 20)	16	34	\bar{x} (n = 20)	0,21	0,59
PW	25	400	ZEBS-W. x 2	0,24	0,70
> PW (n)	0	0	> ZEBS-W. x 2 (n)	6	3

Die Aussage, der Boden Tanndorf sei unbelastet, muß nach Bewertung der Schwermetallgehalte im Weizenkorn in bezug auf Cadmium und Blei somit relativiert werden.

Die beiden als Schadensfälle eingestuftten Böden gehören zu den Gebirgsstandorten Freiberg und Ehrenfriedersdorf. Bei Freiberg überschreitet der Cadmiumgehalt im Mittel der untersuchten Bodenproben den Maßnahmewert (MW) um den Faktor 3,7 und bei Ehrenfriedersdorf um den Faktor 1,2. Bei allen 20 Bodenproben des Standorts Freiberg liegen die Cadmiumgehalte über dem Maßnahmewert und bei dem Standort Ehrenfriedersdorf bei 32 von 60 Bodenproben (Tab. 2, 3).

Tab. 2: Cadmium-Transfer Gesteinsverwitterungsboden - Kartoffeln
(Standort: Freiberg)

B o d e n NH ₄ NO ₃ -Extrakt		Kartoffelknolle	
	Cadmium [µg/kg B.]		Cadmium [mg/kg TM]
\bar{x} (n = 20)	146	\bar{x} (n = 20)	0,26
MW	40	ZEBS-Wert x 2	0,90
> MW (n)	20	> ZEBS-Wert x 2 (n)	0

Tab. 3: Cadmium-Transfer Gesteinsverwitterungsboden - Grünlandaufwuchs
(Standort: Ehrenfriedersdorf)

B o d e n NH ₄ NO ₃ -Extrakt		Grünlandaufwuchs	
	Cadmium [µg/kg B.]		Cadmium [mg/kg TM]
\bar{x} (n = 60)	46	\bar{x} (n = 60)	0,16
MW	40	GW Futterm.-VO	0,5...1
> MW (n)	32	> GW-Futterm.-VO (n)	1

Untersuchungen von Kartoffelknollen vom Standort Freiberg zeigten jedoch im Mittel der 20 Proben eine Ausschöpfung des doppelten ZEBS-Wertes von weniger als 30 %. Bei keiner der 20 untersuchten Einzelproben wurde der doppelte ZEBS-Wert überschritten, obwohl die mobilen Cadmiumgehalte des Bodens Freiberg annähernd eine Zehnerpotenz über dem des Bodens Tanndorf lagen (Tab. 2).

Im Mittel schöpften die 60 Grünlandproben aus Ehrenfriedersdorf den Cd-Grenzwert nach Futtermittel-VO nur zu 15...30 % aus. Lediglich eine Probe erreichte den Futtermittelgrenzwert für Cadmium (Tab. 3).

4. Fazit

Die Untersuchungen unterstreichen: Das Konzept zur Bewertung des Wirkungspfades Boden-Pflanze ist ein geeigneter Ansatz zur Gefahrenbeurteilung von Böden. Der Fortschritt besteht darin, daß die Schadstoffgehalte landbaulich genutzter Fruchtarten als Bemessungsgrundlage für Bodenbelastungen herangezogen werden. Dabei stehen wir jedoch erst am Anfang. Wie die Untersuchungen zeigten, ist es zur Gefahrenbeurteilung notwendig, gleichzeitig mit den mobilen Schwermetallgehalten im Boden die Schwermetallgehalte in der Pflanze in Abhängigkeit von der Art und soweit möglich von der Sorte zu bestimmen. Dadurch werden die Voraussetzungen geschaffen

1. bei Bedarf die Boden-Prüf- und Maßnahmewerte zu präzisieren und
2. Fruchtarten und Sorten mit geringer Schwermetallaufnahme zu erkennen und für die landbauliche Nutzung von schwermetallbelasteten Flächen zu empfehlen.

5. Literatur

DINKELBERG, W.; BACHMANN, G. (1995):

Eckpunkte zur Bewertung des Wirkungspfades Boden-Pflanze - Bodenwerte zur Gefahrenbeurteilung. - Veröffentlichung des Umweltbundesamtes (II 3.1-91002/33)

DRITTE VERWALTUNGSVORSCHRIFT des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden vom 24. April 1993. Gemeinsames Amtsblatt ... des Landes Baden-Württemberg (Hrsg.): Innenministerium 41. Jg. (1993) Nr. 30, S. 1029-1036

LEITFADEN für die Durchführung eines länderübergreifenden Untersuchungsprogrammes zum Schwermetalltransfer Boden → Pflanze. Unveröffentl. Arbeitsmaterial der ad-hoc-AG "Schwermetall-Transfer" (1995), 15 S., Anhang A ... G

Biologische Kennzeichnung stofflicher Bodenbelastungen

von

Mayer, S.¹

1. Einleitung und Hintergrund

Die Belastung unserer Böden mit Schadstoffen führt zu einer immer stärkeren Beeinträchtigung der natürlichen Bodenfunktionen. Um diese Funktionen stärker als bisher zu schützen, wird zur Zeit intensiv am Bundesbodenschutzgesetz gearbeitet. Im Rahmen dieses Gesetzes sind Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte zu entwickeln bzw. abzuleiten.

Bisher werden allerdings nur auf der Basis humantoxikologischer Daten Prüfwerte abgeleitet. Hier steht das Schutzgut Mensch bzw. die menschliche Gesundheit im Vordergrund. Für einen effektiven Schutz der Bodenfunktionen wird aber eine ökotoxikologische Ableitung benötigt. Die biologische Kennzeichnung stofflicher Bodenbelastungen bildet dazu die Grundlage. Voraussetzung für eine ökotoxikologische Ableitung ist zum einen eine verstärkte Standardisierung und zum anderen eine erhöhte Akzeptanz bodenbiologischer Methoden. Um die Akzeptanz zu verbessern, sollte verstärkt die Bedeutung bzw. die Relevanz bodenbiologischer Ergebnisse herausgestellt werden.

Im folgenden werden einige bodenbiologische Ansätze vorgestellt, mit denen sich schädliche Bodenveränderungen feststellen lassen und anschließend auf Verfahren eingegangen, die auf der Basis ökotoxikologischer Daten Bodenwerte ableiten

2. Bodenbiologische Parameter

Die Bodenbiologie bietet vielzählige Ansatzmöglichkeiten um schädliche Bodenveränderungen festzustellen. An dieser Stelle kann aber nur auf wenige Ansätze eingegangen werden. Die vorgestellten Ansätze werden jeweils auf ihre Eignung für die Ableitung von Bodenwerten überprüft.

2.1 Enzymatische Aktivitäten und mikrobielle Biomasse

Die Zahl der Methoden auf diesem Gebiet so groß, daß sie an dieser Stelle nicht detailliert besprochen werden können. Grundsätzlich sind die enzymatischen Aktivitäten und die mikrobielle Biomasse dazu geeignet Stoffumsätze im Boden zu erfassen und zu charakterisieren.

Probleme gibt es bei der Bewertung der Ergebnisse. Wie ist es einzuschätzen, wenn z. B. die Proteaseaktivität langfristig um 10 oder 20 % zurückgeht. Es wird zwar davon ausgegangen, daß in einem solchen Fall eine ernsthafte Gefährdung vorliegt, wie sich dieser Aktivitätsrückgang aber langfristig bemerkbar macht ist unklar.

Erst wenn hier klare Aussagen möglich sind, ist mit einer stärkeren Berücksichtigung solcher Daten zu rechnen.

2.2 Bestimmung der Artendiversität

Es wird hier im wesentlichen auf die Methoden der Molekularbiologie eingegangen. Seit einigen Jahren werden diese Verfahren auch im Boden eingesetzt. Diese Methoden weisen

allerdings noch einige Probleme auf, die u. a. im Hinblick auf die Ableitung von Bodenwerten grundsätzlicher Natur sind:

- => Die Definition der Art ist im Bereich der Mikrobiologie sehr umstritten. Da die bisherigen Artkonzepte nicht mehr greifen, ist man dazu übergegangen die Arten anhand der Unterschiede in der Erbsubstanz zu definieren. Welche Bereiche der DNA dafür betrachtet werden sollen und ab wann von einer anderen Art gesprochen werden kann ist noch unklar.
- => Ein weiteres großes Problem ist die Bewertung der Diversität. Die Mikrobiologie mit ihrer immensen Vielfalt an stoffwechselphysiologischen Leistungen weist eine noch nicht quantifizierbare Redundanz auf, d. h. der Ausfall bestimmter Arten wird durch andere Arten kompensiert ohne daß sich der Ausfall negativ bemerkbar macht. Gerade das geringe Wissen über die meisten Arten macht die Bewertung der Diversität äußerst schwierig.

Ein positiver Ansatz ist die Bestimmung der funktionellen Diversität. Zu nennen ist hier das BIOLOG - Verfahren, bei dem auf Mikrotiterplatten der Abbau verschiedener Kohlenstoffverbindungen überprüft wird. Die Vielfalt an Abbaumöglichkeiten spielt für den Erhalt der natürlichen Bodenfunktionen eine bedeutende Rolle.

2.3. Bioindikatoren

Bioindikatoren sind repräsentative Organismen sowie funktionelle und taxonomische Gruppen, mit deren Hilfe z. B. auf den Bodenzustand oder die Wirkung eines Schadstoffes geschlossen werden kann.

Aber auch bei den Bioindikatoren muß klar hervorgehen welche Konsequenzen das Fehlen bestimmter Arten für den Boden und seine Funktionen hat. Ein Beispiel, das diese Kriterien erfüllt, ist der Rhizobientest nach Mayer und Wilke (1995). Rhizobien haben den Vorteil, daß ihre Bedeutung im Ökosystem größtenteils bekannt ist und die wirtschaftlichen Folgen eines Fehlens absehbar sind. Auch das bereits angesprochene Problem der Redundanz entfällt bei den Rhizobien.

3. Ableitung von Bodenwerten

3.1 Einleitung

Die Ableitung von Bodenwerten stellt eine Abwägung bzw. eine Risikoanalyse zwischen dem Schutz des Bodens und den wirtschaftlichen Interessen. Sehr strenge bzw. sehr niedrige Bodenwerte haben starke wirtschaftliche Konsequenzen bzw. Folgekosten. Die Risikoanalyse basiert i. d. R. auf Schadstoffuntersuchungen an einzelnen Spezies. Im Allgemeinen wird entweder versucht die Konzentration zu ermitteln, bei der kein Effekt zu beobachten ist oder es werden bestimmte Endpunkte wie den EC_{50} oder LC_{50} festgestellt. Da solche Daten noch nicht in ausreichender Fülle vorliegen, ergibt sich die Notwendigkeit der Extrapolation von einigen Meßergebnissen auf das ganze Ökosystem. Im folgenden werden Verfahren aus den Niederlanden, den USA und aus Dänemark vorgestellt.

3.2 Das niederländische Verfahren nach Van Straalen und Denneman (1989)

Das Verfahren basiert auf der Annahme, daß die Empfindlichkeit der Bodenorganismen einer Normalverteilung folgt. Eine weitere zentrale Annahme geht davon aus, daß der Schutz von Ökosystemen auch dann schon gewährleistet ist, wenn nur 95 % der Organismen geschützt

sind. Die Konzentration bei der 5 % der Organismen geschädigt werden wird als HC5 bezeichnet (*Hazardous Concentration*)

Die Ableitung erfolgt indem das geometrische Mittel von NOEC - Daten durch einen Sicherheitsfaktor geteilt wird. Die Größe des Sicherheitsfaktors ist abhängig von der Zahl der Daten und deren Streuung sowie der Prozentzahl der zu schützenden Organismen. Um die statistische Sicherheit zu erhöhen wurde das Verfahren von Aldenberg und Slob (1993) modifiziert.

Das Verfahren weist aber noch einige kritische Punkte auf.

- Folgt die Empfindlichkeit wirklich einer Normal - Verteilung?
- Bei dem Wert von 5 % geschädigter Organismen erfolgt keine Gewichtung nach der Bedeutung der Organismen für den Boden
- Eine mögliche Wirktypspezifität wird nicht berücksichtigt
- Es werden nur Einzelspezies, aber keine Aktivitätsparameter mit einbezogen.
- Bioakkumulationen und Biomagnifikationen werden nicht berücksichtigt.

3.3 Modell der Sicherheitsfaktoren nach US - EPA (1984)

Beim amerikanischen Verfahren werden ebenfalls Einzelspezies tests für die Extrapolation herangezogen. Hier wird auf das niedrigste Meßergebnis ein Sicherheitsfaktor angewendet, der die Zahl der Daten und deren Qualität berücksichtigt. Im folgenden sind die Faktoren mit den dazugehörigen Voraussetzungen dargestellt:

$F = 1000$

Bei Vorlage eines Ergebnisses bei akuter Belastung von Spezies aus einer oder zwei taxonomischen Gruppen oder einer Abschätzung mit Hilfe der QSAR (Quantitative structure activity relationship).

$F = 100$

Bei Vorlage von Ergebnissen akuter Belastungen von Spezies aus drei taxonomischen Gruppen

$F = 10$

Bei Vorlage von Ergebnissen chronischer Belastungen von Spezies aus drei taxonomischen Gruppen

3.4 Direkte Ableitung nach Scott - Fordsmann et al (1995)

Das amerikanische und das niederländische Modell führen bei Schwermetallen häufig zu Werten, die weit unter der Hintergrundbelastung liegen. Deshalb wurde von dänischen Wissenschaftlern der Vorschlag erarbeitet, in solchen Fällen, in denen die beiden erstgenannten Verfahren nicht greifen, die Werte direkt abzuleiten.

Dabei wird eine Fülle von Kriterien berücksichtigt von denen hier nur einige aufgeführt werden:

- chemische und physikalische Daten
- Belastungsquellen.
- Einfluß abiotischer Faktoren
- Umweltkonzentrationen und Bioverfügbarkeit
- Bodenkonzentrationen
- Konzentrationen in Lebewesen und Bioakkumulation
- Ökotoxikologie
- Generelle Aspekte
- Effekte auf Mikroorganismen, mikrobielle Prozesse, Pflanzen und Invertebraten

Dieses Verfahren ermöglicht die Berücksichtigung einer breiten Palette an Informationen und erfaßt die Vorgänge im Boden damit besser als Verfahren, die von Einzelspezies tests auf das Ökosystem extrapolieren. Die direkte Ableitung umfaßt darüber hinaus auch die Plausibilitätskontrolle inbegriffen, die bei den beiden ersten Verfahren noch zusätzlich durchgeführt werden muß. Aus diesen Gründen sollte der direkten Ableitung generell der Vorzug gegeben werden.

4. Zusammenfassung

Es wurden Methoden aus der Bodenbiologie vorgestellt und im Hinblick auf eine Ableitung von Bodenwerten beurteilt. Dabei hat sich gezeigt, daß für die Bewertung der Ergebnisse in vielen Fällen problematisch ist und noch mehr Informationen über die langfristigen Folgen benötigt werden.

Der Vergleich von Verfahren zur Ableitung von Bodenwerten hat gezeigt, daß eine direkte Ableitung die Berücksichtigung von wesentlich mehr Parametern ermöglicht, als das bei den relativ starren Verfahren in den USA und in den Niederlanden der Fall ist und damit das Ökosystem Boden besser erfaßt. Diesem Verfahren sollte deshalb den Vorzug bekommen.

Literatur

- Aldenberg, T. & W. Slob (1993): Confidence Limits for hazardous Concentrations based on logistically distributed NOEC Toxicity Data. *Exotoxicology and Environmental safety* 25, 48 - 63.
- Scott-Fordsmand, J. J. & M. Bruus Pedersen (1995): Soil quality criteria for selected inorganic compounds. Eds. Danish Environmental Protection Agency, Working report No 48
- Mayer, S. & B.-M. Wilke (1995): Rhizobien als Bioindikatoren. *Mitteilgn Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 76, I, 665 - 668.
- Van Straalen, N. M. & C. A. J. Denneman (1989): Ecotoxicological Evaluation of Soil Quality Criteria. *Exotoxicology and Environmental safety* 18, 241 - 251
- Environmental Protection Agency (US - EPA) (1984): Estimating concern levels for concentrations of chemical substances in the environment. Washington DC
- Wünsche, L., Brüggemann, L., Babel, W. (1994): Monitoring of adaption processes at community level by automated recording of substrate-utilization patterns. International symposium on exploration of microbial diversity. Funded by European Community and German National Research Center for biotechnology

Einfluß organischer industrieller Immissionen auf die organische Substanz in Böden

von

Schmidt, M.W.I.¹; Knicker, H.²; Kögel-Knabner, J.¹

1 Einleitung

Die durch Verarbeitung und Verbrennung von Kohle entstehenden staubförmigen Emissionen wie Ruß, Koks und Kohlepartikel werden in erheblichen Mengen freigesetzt, über den Luftpfad weiträumig verteilt und wahrscheinlich in Böden aufgrund hoher Einträge und geringer Abbauraten über lange Zeiträume akkumuliert. Vermutlich kann diese anthropogene organische Substanz in stark industrialisierten Gebieten die chemischen Eigenschaften der Böden beeinflussen und z.B. deren Sorptionseigenschaften für hydrophobe organische Chemikalien verändern (SCHMIDT UND KÖGEL-KNABNER, 1995).

2 Material und Methoden

In dieser Studie wird der Einfluß von Immissionen der Kohleindustrie auf die Qualität und Quantität der organischen Substanz zweier Böden in Industrieregionen untersucht. Die Böden und die wahrscheinlichen Kontaminationen sind:

- (a) Schwarzerde unter landwirtschaftlicher Nutzung (Halle/S.) mit Immissionen aus der Braunkohle-Industrie (ausführliche Darstellung bei SCHMIDT ET AL., 1996 a)
- (b) Podsol unter forstlicher Nutzung (Bottrop) mit Immissionen aus der Steinkohle-Industrie (ausführliche Darstellung bei SCHMIDT ET AL., 1996 b). Die beiden vermutlich kontaminierten Böden werden mit entsprechenden nicht kontaminierten Böden gleicher Genese und Nutzung verglichen. Der Einfluß der Immissionen wird an den Gesamtböden und deren Korngrößenfraktionen mit Hilfe von Elementaranalyse (C, N), ¹⁴C-Altersbestimmung Kernresonanzspektroskopie (¹³C CPMAS NMR) und Auflichtmikroskopie charakterisiert.

3 Ergebnisse und Diskussion

Elementaranalyse

Als Einfluß der Immissionen zeigen sich bei beiden untersuchten kontaminierten Standorten deutlich höhere C- und N- Gehalte (Tab. 1). Der Ap-Horizont der kontaminierten Schwarzerde zeigt im Vergleich zu der nicht kontaminierten Schwarzerde höhere Gehalte an C (x6) und N (x2). Die C/N-Verhältnisse in dem kontaminierten Standort sind wesentlich höher (40) als in dem nicht kontaminierten Standort (11). Dies ist

¹ Arbeitsgruppe Bodenkunde und Bodenökologie, Ruhr-Universität Bochum, 44780 Bochum
jetzt: Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 85350 Freising-Weihenstephan

² Energy and Fuels Research Center, The Pennsylvania State University, USA

vermutlich auf den Einfluß der Kontamination mit Braunkohle (C/N-Verhältnis 88) zurückzuführen. Die Menge an anthropogenem C läßt sich unter der Annahme, daß sowohl nicht kontaminierter als auch kontaminierter Boden ursprünglich die gleiche Menge an C enthielten mit 80% des gesamten C berechnen. Die ¹⁴C-Altersbestimmung des Bodens bestätigt diesen Wert (82%). Die Korngrößenfraktionen der kontaminierten Schwarzerde (Daten bei SCHMIDT ET AL., 1996 a) zeigen extrem hohe C- und N-Gehalte mit einem Maximum (347,2 g C /kg und 36,1 g N /kg) beim Feinsand.

Tab. 1: Kenndaten der untersuchten Böden und Kontaminationen

Horizont	Tiefe (cm)	C _{org} (g/Kg)	N (g/Kg)	C/N	Bodenart
(a)					
Schwarzerde nicht kontaminiert					
Ap	0-20	22,6	2,0	11	Stu
Ah	20-50	21,0	1,9	11	Stu
lcAh	>50	12,9	1,3	10	Lsu
Schwarzerde kontaminiert mit Braunkohle-Immissionen					
Ap1	0-25	138,6	3,6	39	UI
Ap2	25-50	140,6	3,5	40	UI
BvCv	50-90	12,4	1,1	11	Uls
Cv	>90	<0,1	<0,3	3	UI
Braunkohle					
-	-	554,4	6,3	88	-
(b)					
Podsol nicht kontaminiert					
Aeh	0-12	14.5	0.4	36	Su
Ae	12-25	3.1	0.2	16	S
Bh	25-31	34.5	1.0	35	S
Bs	31-35	13.6	0.6	23	S
Podsol kontaminiert mit Steinkohle-Immissionen					
Aeh	0-8	102.0	3.8	27	Sl
Ae	8-17	30.1	1.0	30	S
Bhs	17-22	17.0	0.6	28	Su
Aeh auf Wasser aufschwimmen- de Fraktion	-	262.6	11.2	24	-

Auch im Oberboden des Podsol zeigen sich offensichtliche Unterschiede zwischen nicht kontaminiertem und kontaminiertem Standort bei den C- und N- Gehalten. Beim Vergleich der Aeh Horizonte findet man im kontaminiertem Standort sowohl erhöhte C- Gehalte (x7) als auch N-Gehalte (x10). Hier sind die C/N-Verhältnisse jedoch niedriger (27) als im nicht kontaminiertem Boden (36). Dies erklärt sich durch das niedrige C/N-Verhältnis der Kontamination (24), die sich in der auf Wasser aufschwimmenden Fraktion des Aeh-Horizontes konzentriert (Tab. 1). Im kontaminierten Podsol sind 88% des C anthropogenen Ursprungs.

Kernresonanzspektroskopie

Die strukturechemischen Untersuchungen der organischen Substanz vom Ap-Horizont der nicht kontaminierten Schwarzerde mit Hilfe der Kernresonanzspektroskopie (^{13}C CPMAS NMR) (Abb. 1) zeigen geringere Signalintensitäten für Alkyl-C (20 % der gesamten Signalintensität) als der kontaminierte Ap1-Horizont (28 %), der von Alkyl-C dominiert wird. Diese Dominanz von Alkyl-C findet sich ebenfalls in der lokalen Braunkohle (36 %). Auch die Korngrößenfraktionen vom Mittelschluff bis zum Grobsand zeigen Spektren ähnlich der Braunkohle. Die Fraktionen Feinschluff und Ton hingegen weisen mehr strukturelle Ähnlichkeiten zu der nicht kontaminierten Schwarzerde auf.

Das NMR-Spektrum der organischen Substanz des kontaminierten Aeh-Horizontes zeigt im Vergleich zum nicht kontaminierten Standort höhere Gehalte an Aromaten-C. Trotz des extrem hohen C-Gehaltes ist dieses Spektrum nur sehr gering aufgelöst. Dies ist vermutlich auf einen hohen Gehalt an paramagnetischem Material zurückzuführen.

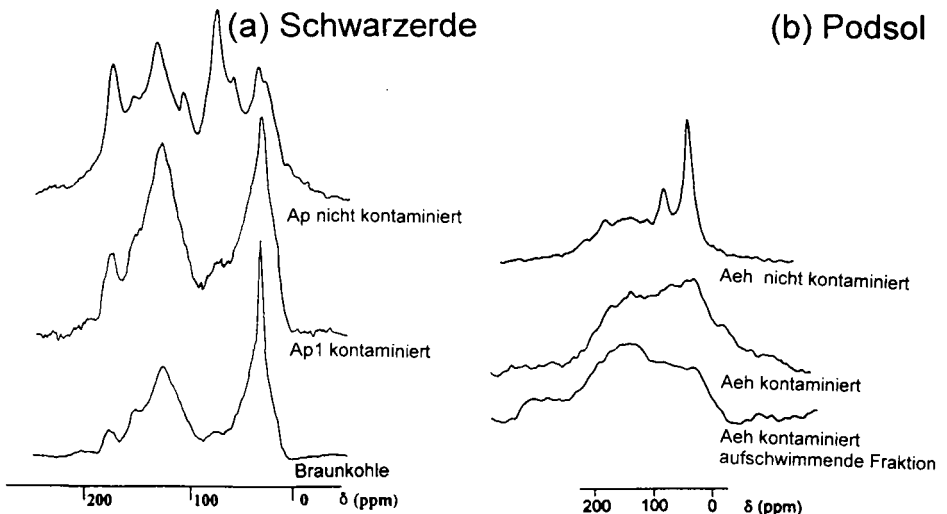


Abb. 1: Kernresonanzspektren der A-Horizonte und der Kontaminationen

Auflichtmikroskopie

Die mikroskopische Untersuchung des Ap-Horizontes der Schwarzerde zeigt, daß die Immissionen fast ausschließlich aus Braunkohlestaub und nur zu einem geringen Teil aus Braunkohle aus Verbrennungsprozessen (Flugasche) bestehen. Im Podsol hingegen dominiert thermisch veränderte Kohle (Koks, Flugasche mit Kohleeinschlüssen) wohingegen Produkte aus Hochofenprozessen (Metallsphären) und Steinkohlestaub nur einen geringen Teil der Immissionen ausmachen.

4 Schlußfolgerungen

Luftbürtige, weitflächig verteilte organische Emissionen der Industrie

- tragen erhebliche Mengen organischer Substanz zur natürlichen organischen Substanz in Böden bei (hier > 80% anthropogenes C_{org})

- verändern die Zusammensetzung der organischen Substanz im Boden verändern. Die Schwarzerde zeigt deutlich mehr aliphatische Strukturen, der Podsol mehr aromatische Strukturen als die entsprechenden nicht kontaminierten Böden.

Aufgrund dieser Immissionen werden vermutlich nicht nur physikalische Bodeneigenschaften (Wasserhaltevermögen, Bodentemperatur) verändert, sondern auch chemische Parameter wie die Sorption von hydrophoben organischen Chemikalien beeinflusst.

Literatur

SCHMIDT M. W. I. UND KÖGEL-KNABNER I. (1995) Bedeutung der Struktur organischer Sorbenten für die Bindung hydrophober organischer Umweltchemikalien. *Z. geol. Wiss.* **23**, 211-218.

SCHMIDT M. W. I., KNICKER H., HATCHER P. G. UND KÖGEL-KNABNER I. (1996 a) Impact of brown coal dust on the on the organic matter in particle-size fractions of a soil. *Org. Geochemistry*, submitted.

SCHMIDT M. W. I., KNICKER H., HATCHER P. G. UND KÖGEL-KNABNER I. (1996 b) Micromorphological, chemical and spectroscopic studies of a Haplic Podzol influenced by airborne organic particles from industrial processes. *Proc. Fourth Int. Symp. „Geochemistry of the earth's surface, Ilkley, Yorkshire, July 1996“*, submitted.

Abschätzung des Verhaltens von PAK in Böden unter dem Einfluß von DOM (gelöster organischer Substanz) unterschiedlicher Herkunft

von

Raber, B.; Kögel-Knabner, I.

EINLEITUNG

Das Verhalten hydrophober organischer Umweltchemikalien in Böden wird vorwiegend durch die Bindung an die organische Substanz des Bodens bestimmt. Allerdings kann gelöste organische Substanz (DOM; dissolved organic matter) hydrophobe Umweltchemikalien sorbieren und somit ihre Mobilität erhöhen. Die Konzentration des DOM sowie dessen Zusammensetzung üben wesentlichen Einfluß auf die Bindungskapazität für hydrophobe Chemikalien aus.

Sorptionsuntersuchungen im System DOM/Lösungsphase haben gezeigt, daß DOM aus organischen Materialien wie z.B. Komposten, Klärschlämmen oder Haus- bzw. Industriemüll eine hohe Bindungskapazität für hochmolekulare polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) aufweist (RABER & KÖGEL-KNABNER, 1994; 1996).

In dieser Arbeit werden Ergebnisse zum Einfluß von DOM auf die Verteilung hydrophober Chemikalien im System Boden/Bodenlösung/DOM vorgestellt. Anhand der Daten wird eine Abschätzung des tatsächlichen Verteilungsgleichgewichts hydrophober Chemikalien in Böden unter dem Einfluß des DOM vorgenommen.

MATERIAL UND METHODEN

Die Desorption von ^{14}C -Pyren und ^{14}C -Benzo[a]pyren aus dem Ap-Horizont einer Gley-Braunerde unter Acker wurde in Batch-Experimenten (48 h equilibriert) untersucht. Das Bodenmaterial wurde in 5 Konzentrationsstufen im Bereich von 0,24-4,56 mg kg⁻¹ (Pyren) und 0,11-1,91 mg kg⁻¹ (Benzo[a]pyren) kontaminiert und 40 Tage gelagert. Untersuchungen zum Einfluß der Alterung haben gezeigt, daß bei diesen PAK die im 48 h Experiment desorbierbare PAK-Fraktion bereits nach etwa einem Monat im Gleichgewicht ist.

Der Einfluß des DOM wurde durch Zugabe von DOM aus Komposten und Deponiesickerwässern der Konzentration 200 mg C L⁻¹ ermittelt, wobei die DOC-Konzentration der DOM-freien Kontrollexperimente gleicher Ionenstärke wie in den DOM-Experimenten stets <2 mg C L⁻¹ war.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die in Abb. 1 dargestellten Ergebnisse zeigen, daß die Desorption von Benzo[a]pyren durch DOM aus Komposten bis in den Bereich >1000 mg C L⁻¹ linear erhöht wird. Allerdings ist zwischen verschiedenen DOM-Varianten ein deutlicher Unterschied zu erkennen, der auf einen Einfluß der Zusammensetzung des DOM schließen läßt. Dies wird auch anhand von Verteilungskoeffizienten K_{OC} zur Desorption von Benzo[a]pyren deutlich (Tab. 1). Im Vergleich zu Kontrollexperimenten gleicher Ionenstärke wird der K_{OC} -Wert durch dem Einfluß von DOM aus Komposten um etwa das 25fache vermindert, bei DOM aus Deponiesickerwässern hingegen nur um etwa das 3fache. Diese Unterschiede können mit der Molekülgrößenzusammensetzung des DOM erklärt werden. DOM aus Deponiesickerwässern besteht zu maximal 10% aus Molekülen >14.000 dalton, wogegen diese

Fraktion bei DOM aus Komposten 32-46% beträgt. Anhand von PAK-Sorptionsexperimenten mit verschiedenen DOM-Molekülgrößenfraktionen konnte nachgewiesen werden, daß die hochmolekulare Fraktion des DOM die Bindungskapazität für PAK in hohem Umfang bestimmt (RABER & KÖGEL-KNABNER, 1996). Allerdings zeigen sich die Unterschiede in der Molekülgrößenzusammensetzung des DOM zwischen Bio- und Grünkomposten nicht mehr in ihrem Einfluß auf die Desorption von Benzo[a]pyren. Da davon auszugehen ist, daß DOM auch aus Molekülen >10⁵ dalton besteht, könnte die Zusammensetzung innerhalb der Fraktion >14.000 dalton eine genauere Beschreibung des DOM-Einfluß auf das Verteilungsverhalten von PAK ermöglichen. Die mittels Adsorberharzen XAD-8 als hydrophob charakterisierte Fraktion zeigt nur geringe Unterschiede in den prozentualen Anteilen zwischen den DOM-Varianten und läßt keinen Zusammenhang zum Einfluß des DOM auf das Verteilungsverhalten von PAK erkennen.

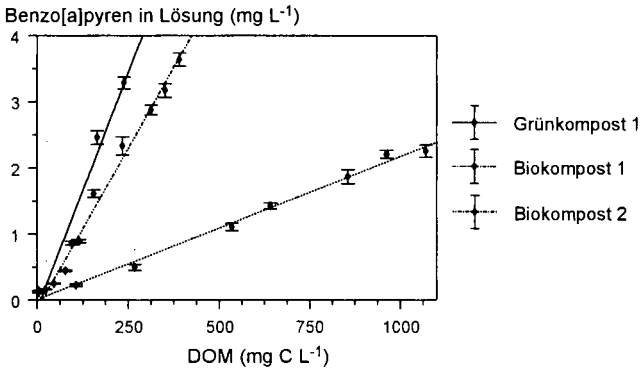


Abb. 1: Einfluß der DOC-Konzentration auf die Desorption von Benzo[a]pyren (1,91 mg kg⁻¹) aus dem Ap-Horizont einer Gley-Braunerde nach Zugabe von DOM aus Komposten.

Tab. 1: Verteilungskoeffizienten zur Desorption von Benzo[a]pyren unter dem Einfluß von DOM unterschiedlicher Herkunft der Konzentration 200 mg C L⁻¹ und Kontrolleexperimenten in CaCl₂ gleicher Ionenstärke wie in den DOM-Lösungen. Prozentualer Anteil der hydrophoben Fraktion (HoX) und der hochmolekularen Fraktion (M_w >14000) am Gesamt-DOM.

DOM	r ²	K _{OC}	log K _{OC}	HoX (XAD-8)	M _w >14000 dalton
Kontrolle		(L kg ⁻¹)	(L kg ⁻¹)	(%)	(%)
Kompost					
Grünkompost 1	0,994	92930	4,97	58	46
Grünkompost 3	0,995	113962	5,06	49	43
	CaCl ₂	2458045	6,39		
Biokompost 1	0,999	103549	5,02	56	34
Biokompost 2	0,992	134969	5,13	56	32
Deponiesickerwasser					
Hausmüll	0,992	849487	5,93	51	7
Industriemüll	0,989	887141	5,95	41	10
	CaCl ₂	2378643	6,38		

Neben der Konzentration und der Zusammensetzung des DOM ist das Verteilungshalten von PAK auch von der Hydrophobizität der Chemikalie bestimmt (Tab. 2). Die Affinität zur organischen Substanz der Bodenfestphase ist bei Pyren deutlich geringer als bei Benzo[a]pyren, wie aus dem Vergleich der K_{OC} -Werte der Kontrolleexperimente beider PAK-Substanzen hervorgeht. Allerdings wird der K_{OC} -Wert zur Desorption von Pyren durch den Einfluß des DOM nur um das 3,5fache vermindert, wogegen er bei Benzo[a]pyren um das 25fache vermindert wird. Dies drückt die geringere Affinität von Pyren zur gelösten organischen Substanz gegenüber Benzo[a]pyren aus. Aus dem Vergleich der Kontrollen mit $CaCl_2$ - und H_2O -Lösung wird deutlich, daß die Anwesenheit gelöster Ionen in der Lösungsphase zu einer Abnahme der Desorption der PAK führt.

Tab. 2: Verteilungskoeffizienten zur Desorption von Pyren und Benzo[a]pyren unter dem Einfluß unterschiedlicher Austauschlösungen: (i) DOM aus Grünkompost der Konzentration 200 mg C L⁻¹, (ii) $CaCl_2$ gleicher Ionenstärke wie in den DOM-Lösungen und (iii) H_2O_{bidest}

PAK	r^2	K_{OC} (L kg ⁻¹)	log K_{OC} (L kg ⁻¹)
	<i>Kontrolle</i>		
Pyren			
Grünkompost 1	0,998	15699	4,20
<i>CaCl₂</i>	0,998	58061	4,76
<i>H₂O_{bidest}</i>	0,998	34060	4,53
Benzo[a]pyren			
Grünkompost 1		100582	5,00
<i>CaCl₂</i>	0,999	2588358	6,41
<i>H₂O_{bidest}</i>	0,992	340131	5,53

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß das Verteilungsgleichgewicht einer Chemikalie im System Boden/Bodenlösung/DOM bei konstanter Ionenstärke von der DOM-Konzentration und der Affinität einer Chemikalie zu DOM, die über den K_{DOC} -Wert beschrieben werden kann, bestimmt ist. Die Bindung an die Bodenfestphase (K_{OC}) wird um den Einfluß des DOM vermindert und kann über einen tatsächlichen, effektiven Verteilungskoeffizient K_{Oceff} -Wert nach Gleichung 1 beschrieben werden.

$$K_{Oceff} = \frac{K_{OC}}{1 + ([DOC] K_{DOC})} \quad (1)$$

Diese postulierte Beziehung kann anhand von experimentell ermittelten und berechneten K_{Oceff} -Werten überprüft werden (Tab. 3). Die experimentell ermittelten Werte zeigen weitgehende Übereinstimmung mit berechneten K_{Oceff} -Werten. Der geringfügige Unterschied kann auf Unterschiede in der Ionenzusammensetzung zwischen den Experimenten zur Ermittlung des K_{DOC} , die von einwertigen Kationen dominiert waren, und des K_{OC} , der unter Anwesenheit von Ca^{2+} als Kation ermittelt wurde, zurückgeführt werden. Untersuchungen von MURPHY et al. (1994) zeigen, daß organische Chemikalien in Gegenwart zweiwertiger Kationen in der Lösungsphase stärker an die organische Substanz des Bodens gebunden werden als dies in Gegenwart einwertiger Kationen der Fall ist.

Daraus ergibt sich, daß das Verteilungsgleichgewicht einer Chemikalie im System Boden/Bodenlösung/DOM bei konstanter Ionenstärke anhand der DOC-Konzentration und dem K_{OW} -Wert, der eng mit dem K_{OC} und dem K_{DOC} korreliert ist, beschrieben werden kann.

Tab. 3: Berechnete und experimentell ermittelte Verteilungskoeffizienten von Pyren und Benzo[a]pyren im System Boden/Bodenlösung/DOM.

PAK	log K_{OC} ^a	K_{DOC}	log K_{OCEff} ^b	log K_{OCEff} ^c
	(L kg ⁻¹)		berchnet (L kg ⁻¹)	gemessen (L kg ⁻¹)
Pyren	4,76	3,81	4,40	4,20
Benzo[a]pyren	6,39	4,71	5,03	5,35

^a ermittelt unter Ausschluß von DOM in CaCl₂ gleicher Ionenstärke wie unter ^c.
^b berechnet nach: $K_{OCEff} = K_{OC} / (1 + [DOC] K_{DOC})$.
^c ermittelt unter Anwesenheit von DOM.

In Abb. 2 ist ein Modell zur Abschätzung des Verteilungsgleichgewichts hydrophober Chemikalien in Böden unter dem Einfluß von DOM einer Parabraunerde dargestellt. Daraus ergibt sich, daß der Einfluß des DOM in ökologisch relevanten Konzentrationen (<100 mg C L⁻¹) auf die Verteilung in Böden nur für hydrophobe Chemikalien mit log K_{OW} -Werten >4 von Bedeutung ist. Für stärker polare Substanzen ist von einem Transport der Chemikalien in frei im Wasser gelöster Form auszugehen. Allerdings ist bei Chemikalien mit einem log K_{OW} um 7 bereits bei DOC-Konzentrationen von 10 mg C L⁻¹ über 70% der gelösten Fraktion auf die Bindung an den DOM zurückzuführen.

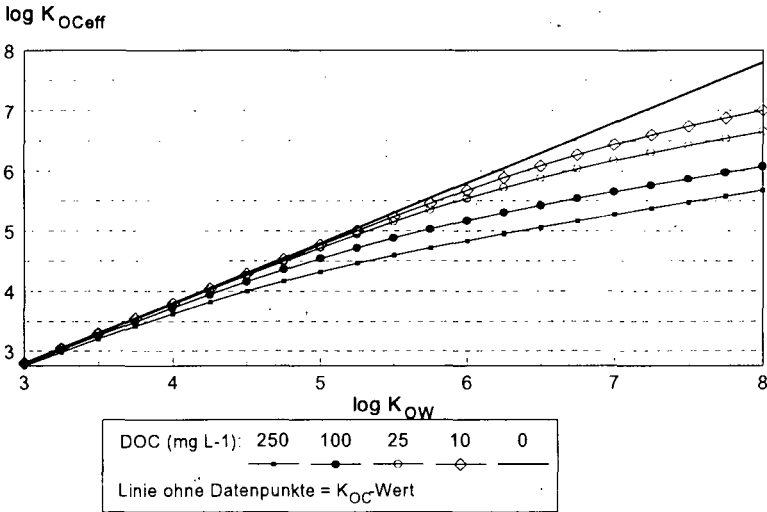


Abb. 2: Modell zum Einfluß von DOM einer Parabraunerde auf das Verteilungsverhalten hydrophober Chemikalien in Böden.
 Die Arbeit wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanziert (Ko 1035/7-1).

LITERATUR

RABER B., KÖGEL-KNABNER I. (1994): Eigenschaften von DOM anthropogener Substrate. Teil B: Charakterisierung der Bindung von PAK und Einfluß der DOM-Zusammensetzung auf die Bindungsstärke. Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 74. 469-472.
 RABER B., KÖGEL-KNABNER I. (1996): Influence of origin and properties of dissolved organic matter on the partition of PAH. Europ. J. Soil Sci., submitted.
 MURPHY E.M., ZACHARA J.M., SMITH S.C. PHILLIPS J.L., WIETSMA T.W. (1994): Interaction of hydrophobic organic compounds with mineral-bound humic substances. Environ. Sci. Technol. 28. 1291-1299.

Einfluß der Lösungsbedingungen auf die Mobilität organischer Schadstoffe in Böden

von

Döring, U.; Marschner, B.*

Mobilität wie auch der Abbau organischer Schadstoffe in Böden werden von einer Vielzahl von Einflußgrößen wie z. B. pH-Wert, Redoxbedingungen, Bodenfeuchte, C_{org} , C/N-Verhältnis wie auch oberflächenaktive Substanzen beeinflusst (LITZ & BLUME 1989). Anthropogene Schadstoffe zeigen dabei in Abhängigkeit von ihrer Molekülstruktur unterschiedliche physikalisch-chemische Eigenschaften. Ihr daraus resultierendes Mobilisierungsverhalten ist gleichfalls vom Vorliegen bodenbürtiger organischer Verbindungen, die als Cosolventen bei Transportprozessen eine gravierende Rolle spielen können (McCARTHY & ZACHARA 1989), abhängig. Im Rahmen von Untersuchungen über die ökotoxikologische Wirkungen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und polychlorierten Biphenylen (PCB) auf Bodenorganismen sollte die Bedeutung der gelösten organischen Substanz (Dissolved Organic Carbon, DOC) auf die Schadstofflöslichkeit und -mobilisierung (RYAN & ELIMELECH 1996) unter Berücksichtigung der DOC-Zusammensetzung und des chemischen Bodenmilieus geklärt werden (HIRNER 1996). Dabei wurde eine Quantifizierung ihres Beitrags beim Lösungsvorgang angestrebt.

Material und Methoden

In Anlehnung an repräsentative urban-industriell genutzte Standorte, wie z. B. Rieselfelder, und Klärschlämme, wurde Bodenmaterial für die Untersuchungen aus dem yAh-Horizont eines 1984 stillgelegten Rieselfeldareals in Berlin-Buch entnommen. Das sandige Substrat (fSms) besitzt einen pH-Wert von 4,7 und zeichnet sich durch einen relativ geringen Humusgehalt von 2,3 % aus (siehe Tab.1). Unter Verwendung von Benzo(a)pyren (BaP) und 2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl (PCB 52) als Vertreter umweltrelevanter Schadstoffgruppen wurden zwei Teilproben durch Zugabe vorgenannter Reinsubstanzen auf einen Gehalt von $c(\text{BaP}) = 100 \text{ mg/kg TS}$ (3BaP) bzw. $c(\text{PCB 52}) = 20 \text{ mg/kg TS}$ (3P52) kontaminiert und anschließend unter Semifreilandbedingungen 1,5 Jahre gelagert. Nach dieser Lagerzeit wurde eine Konzentration von 59,3 mg/kg TS für BaP und von 19,22 mg/kg TS für PCB 52 nach der VDLUFA-Methode in den Böden ermittelt (Tab.1). In Anlehnung an DIN 19730 (1995) zur Bestimmung von Spurenelementen wurde unter Anwendung der Batch-Technik das Desorptionsverhalten von BaP und PCB 52 bestimmt. Variiert wurden pH, Salzart, Tensidart und DOC, wobei diese durch Extraktion mit Wasser sowie CaCl_2 (c: 0,01 mol/l) aus einem ungekalkten (PK) und gekalkten (PD) Waldboden (Boden-Lösung-Verhältnis 1:2) gewonnen wurden (Tab. 1).

Tab. 1 : Eigenschaften der Böden und Schadstoffgehalte zum Zeitpunkt der Untersuchungen

Boden	pH CaCl ₂	C _{org.} [%]	PCB 52 [mg/kg TS]	BaP [mg/kg TS]
3BaP	4,7	2,3	n.b.	59,30
3P 52	4,7	2,3	19,22	n.b.
PK	2,9	7,4	n.n.	0,029
PD	3,4	6,2	n.n.	0,056

*)TU Berlin, Inst. f. Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, 10587 Berlin

Mit den pH-Stufen 3, 6 (Citrat-Puffer nach Sørensen) und 9 sollten pH-Bereiche erfaßt werden, wie sie auf natürlichen Standorten vorkommen können. Zur Erfassung ionogener Effekte kamen folgende Salzarten und -konzentrationen in Anlehnung bodenkundlicher Untersuchungsmethoden zur Anwendung: $c(\text{CaCl}_2)$: 0,01 mol/l, $c(\text{NaCl})$: 0,02 mol/l, $c(\text{NH}_4\text{NO}_3)$: 1 mol/l und bidest. Wasser. Zwecks Feststellung der Wirkung unterschiedlicher strukturierter oberflächenaktiver Stoffe auf Benetzungs- und Elutionsverhalten der Schadstoffe dienten folgende Detergentien: Natriumdodecylsulfat (LAS, Anionentensid) $c = 346$ mg/l, Hyamin 1622 (Kationentensid) $c = 1,79$ mg/l, Asolectin $c = 100$ mg/l, Dodecylglucopyranosid (Niotensid) $c = 75$ mg/l, Aldrich Huminsäure $c = 20$ mg/l. Die Tensidkonzentrationen orientierten sich an der kritischen Micellkonzentration (CMC), die für LAS (DULFER et al. 1995) und für die Huminsäure (ANDERSON et al. 1995) aus der Literatur entnommen bzw. für Hyamin 1622, für das Niotensid und für Asolectin mittels pendant drop-Methode (NEUMANN et al. 1990) bestimmt wurde. Von jeder Variante wurden drei Wiederholungen durchgeführt. Die Proben wurden vor Versuchsbeginn luftgetrocknet, auf 2 mm gesiebt und erneut auf einen Wassergehalt von 10 % eingestellt. Die Schütteldauer betrug 24 h unter Anwendung eines Überkopfschüttlers und wurde bei Raumtemperatur durchgeführt. Die Extrakte wurden bei 3000 U/min und 4°C 15 min zentrifugiert. Die Anreicherung von BaP und PCB 52 aus dem Überstand erfolgte mittels Festphasenextraktion (SPE) über RP-C18-Säulen der Firma ICT. Die Vorkonditionierung der Säulen wurde für BaP mit Toluol und für PCB 52 mit n-Hexan vorgenommen. Die Konditionierung erfolgte nacheinander mit Methanol und bidest. Wasser. Nach Durchsaugen des Extraktes ist die optimale Trocknung (1,5 h im Luftstrom) der Säule ein entscheidender Faktor für eine hohe Wiederfindung der Substanzen. Die Elution erfolgte für BaP mit Toluol und für PCB 52 mit n-Hexan. Die toluolhaltige Lösung wurde bis zur Trockne eingeeengt und der Rückstand in Acetonitril aufgenommen. Die Messung der Substanzen erfolgte mittels der HPLC (FD) bzw. GC. Zur Vermeidung von Substanzverlusten des Schadstoffes durch Materialadsorption wurden die BaP-Extrakte mittels Zugabe von 15 Vol.% Isopropanol und die PCB 52-Extrakte mittels Zugabe von 1 Vol.% Methanol stabilisiert. Alle Reaktionsgefäße wurden nach Versuchsende mit org. Lösungsmittel gespült und der Verlust an organischen Schadstoffen quantifiziert. Neben Kationen, Schwermetallen und Anionen wurde in den filtrierten Extrakten (Porengröße 0,45 µm) der DOC-Gehalt mittels C/N-Analyse bestimmt und in Anlehnung an AIKEN et al. (1992) sowie OTTO et al. (1994) in hydrophobe und hydrophile Bestandteile aufgetrennt und quantifiziert.

Ergebnisse und Diskussion

Aus den Ergebnissen der Untersuchung des pH-Einflusses auf das Desorptionsverhalten konnten Schadstoffgehalte in den Extrakten für BaP von 100-250 µg/l und für PCB 52 von 40-100 µg/l nachgewiesen werden. Das Extraktionsoptimum wurde bei einem pH von 6 erreicht. Mit steigendem pH korrelierte die Schadstoffkonzentration zu der über photometrische Messung ($\lambda = 254$ nm) ermittelten DOC-Konzentration (150-200 mg/l). Auffällig waren die weit über den Löslichkeitsbereich (1-3,2 µg/l) liegenden Konzentrationen an BaP. Die Konzentrationen von PCB 52 lagen im Löslichkeitsbereich (60-120 µg/l). Begründet liegt dies in der Molekülstruktur der untersuchten Schadstoffe, die sich durch Polarität und räumliches Verhalten deutlich von einander unterscheiden. Somit ist ein verstärktes Desorptionsverhalten indirekt auf eine erhöhte Kolloid- (unfiltrierte Extrakte) resp. DOC-Freisetzung (filtrierte Extrakte) (RYAN & ELIMELECH 1996) zurückzuführen.

Der Einfluß der Salzart bzw. der Ionenstärke auf das Desorptionsverhalten von BaP und PCB 52 wurde durch Schadstoffkonzentrationszunahme resp. -abnahme (Abb.1) bestätigt. Bei Extraktion mit reinem Wasser konnte eine Konzentration an BaP von 160 µg/l und für PCB 52 von 60 µg/l ermittelt werden. Nach Zugabe von CaCl_2 (BaP 20 und PCB 52 19 µg/l) und Ammoniumnitrat (BaP 40 und PCB 52 25 µg/l) nahm die Konzentration beider Stoffe in Lösung deutlich ab. Eine deutlich geringere Freisetzung beider Stoffe (BaP 130 und PCB 52 35 µg/l) wurde in Anwesenheit von NaCl im Vergleich zu bidest. Wasser beobachtet. Die ermittelten DOC-Konzentrationen (bidest. 138,8 mg/l, CaCl_2 66,4 mg/l, NaCl 96,7 mg/l, NH_4NO_3 75 mg/l) korrelieren mit den in Lösung gefundenen BaP-Konzentrationen. Durch Anwesenheit von Kationen bestimmter Ionenstärke wurde die Freisetzung wie auch die Zusammensetzung von DOC beeinflusst. So konnten nach Bidest.-

Extraktion 47 % an HOS (hydrophobe Säuren) in den Lösungen nachgewiesen werden, bei CaCl_2 nur 15 % HOS und bei NaCl 19,7% HOS.

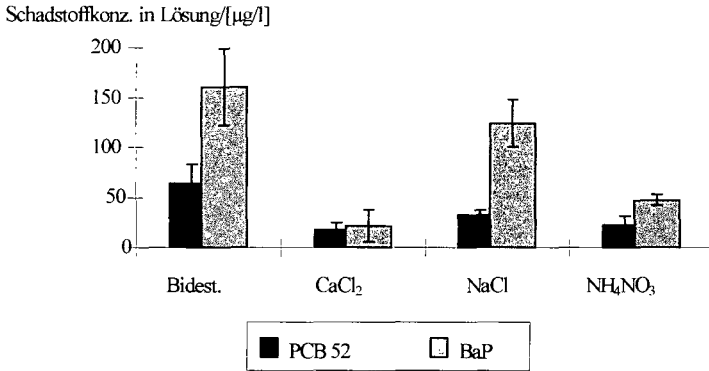


Abb.1: Einfluß der Salzart auf die Desorption von BaP und PCB 52 in Lösung

Für Ammoniumnitrat liegen zur Zeit keine Daten vor. Diese Ergebnisse bestätigen die herausragende Rolle, die der hydrophobe DOC-Anteil bei Transportprozessen hydrophober organischer Substanzen (RABER & KÖGEL-KNABNER 1994) spielt. Na^+ wirkt dispergierend auf die Kolloidsysteme, wogegen Ca^{2+} einen stabilisierenden Einfluß auf Aggregate an Bodenpartikeloberflächen ausübt (SEAMAN et al. 1995; RYAN & ELIMELECH 1996).

Nach Einsatz unterschiedlicher Tensidtypen in den Batch-Versuchen zeigte sich ein deutlicher Unterschied in Lösungsvermögen auf org. Schadstoffe. So wirkte LAS deutlich lösungserhöhend (BaP auf 234 µg/l und PCB 52 auf 84 µg/l) im Vergleich zu dem Kationentensid (BaP auf 49 µg/l und PCB 52 auf 25 µg/l). Das Desorptionsvermögen wurde durch die oberflächenaktiven Verbindungen bei BaP um 79 % und bei PCB 52 um 70 % herabgesetzt. Eine erhöhte Elutionswirkung zeigte sich nach Einsatz der künstlich gewonnenen Huminsäure der Firma Aldrich (BaP auf 99 µg/l und PCB 52 auf 62 µg/l). Hyamin 1622 führt zu einer Hydrophobierung der Silikatoberfläche, so daß die Sorption der Schadstoffen eher erhöht als herabgesetzt wird (HERWIG et al. 1995). Mit Zugabe von LAS wird nicht nur die Ausbildung von Micellen verbessert, es kommt ebenfalls zu einer veränderten Oberflächenladung der Bodenpartikel (RYAN & ELIMELECH 1996). Eine Erhöhung der DOC-Konzentration ist auch hier festzustellen. Der Einsatz von Glucolipiden und Phospholipiden (Asolectin) kann zu einer verbesserten Micellausbildung führen, jedoch spielt bei Niotensiden das Verhältnis zwischen hydrophilen und lipophilen Anteil (Hydrophilie/ Lipophilie Balance, HLB) eine entscheidende Rolle bei der Lösungsvermittlung von organogenen Substanzen (GRIMBERG et al. 1995). Wie die Versuchsergebnisse zeigen, kann bei einem Überwiegen des hydrophilen Anteils der lipophile Teil des Tensids nicht optimal Van-der-Waals-Bindungen zu der hydrophoben Substanz aufbauen, was eine verringerte Micellausbildung zur Folge hat.

Die Ergebnisse aus den Untersuchungen über den Einfluß von DOC aus Waldbodenextrakten (bidest.) einer ungekalkten und gekalkten Fläche zeigen, daß die Konzentration in Lösung von BaP (72,4 µg/l) als auch PCB 52 (58,3 µg/l) bei ungekalktem Substrat um 50 % höher liegen im Vergleich zu denen aus gekalktem Substrat (BaP auf 35 µg/l und PCB 52 auf 30 µg/l). Bei CaCl_2 -Extrakten aus besagten Waldböden ist dies ebenfalls zu beobachten. In dem aus PK gewonnenen DOC-Extrakt konnten nur 40,1 µg/l BaP und 13,4 µg/l PCB 52 nachgewiesen werden. Dieser durch Calcium verursachte repressive Effekt ist besonders deutlich ausgeprägt bei der CaCl_2 -Extraktionslösung eines gekalkten Bodens (BaP auf 8 µg/l und PCB auf 52,10 µg/l). Sowohl bei dem DOC aus bidest. Wasser als auch bei DOC aus CaCl_2 -Extrakten lagen die Werte für PD-Bidest. (66,4 mg/l), PK- CaCl_2 (63,6 mg/l) und PD- CaCl_2 (64,4 mg/l) in nahezu gleicher Größenordnung,

wogegen bei PK-Bidest. mit 77,4 mg/l sich merklich höhere Werte ergaben. In den bidest. Wasserextrakten wurde ein Anteil an hydrophoben Verbindungen von 25 % für PK und PD gefunden, während in den CaCl₂-Extrakten der HOS-Anteil bei 10 % lag.

Zusammenfassung

Am Beispiel der Schadstoffgruppen PAK und PCB, insbesondere von BaP und PCB 52, wird unter praxisrelevanten Bedingungen der Einfluß des pH-Wertes und der Salinität sowie die Anwesenheit detergierender Stoffe auf das Desorptionsverhalten bei Böden untersucht. Dabei wird miterfaßt die Wirkung von DOC bei den Lösungs- und Transportprozessen an Grenzflächen des Fest-/ Flüssigsystems unter besonderer Berücksichtigung von Bodenart (Waldboden) und Behandlung (ungekalkt / gekalkt). Bisher vorliegende Ergebnisse zeigen eine deutliche Wirkung der Ionenstärke, des pH-Werts und der Moleküleigenschaften auf die Qualität als auch Quantität von DOC und somit indirekt eine Wirkung auf das Mobilitätsverhalten von BaP. Für PCB 52 konnte keine Korrelation ermittelt werden. Bemerkenswert ist der Einfluß von CaCl₂ resp. Ca²⁺ auf die Freisetzung und Zusammensetzung von DOC und damit verbunden auch deren Wirkung bei dem BaP-Transport und nicht zuletzt auch die Bedeutung der Tensidart bei den Mobilisierungsvorgängen.

Untersuchungen über das Bindungsverhalten zwischen Sorbendenoberfläche und Schadstoffe sowie der Einfluß von Tensiden auf das Sorptions- und Desorptionsverhalten werden daher zunehmend an Bedeutung gewinnen.

Literatur:

- AIKIN, G. R.; MCKNIGHT, D. M.; THORN, K. A.; THURMANN, E. M. (1992): Isolation of hydrophilic organic acids from water using nonionic macroporous resins. *Org. Geochem.* 18, 567-573
- ANDERSON, M.A.; HUNG, A. Y. C.; MILLS, D.; SCOTT, M. S. (1995): Factors affecting the surface tension of soil solutions and solutions of humic acids. *Soil Science* 160, 111-116
- DULFER, W. J.; BAKKER, M. W. C.; GOVERS, H. A. J. (1995): Micellar Solubility and Micelle/Water Partitioning of Polychlorinated Biphenyls in Solutions of Sodium Dodecyl Sulfate. *Environ. Sci. Technol.* 29, 985-992
- GRIMBERG, ST. J.; NAGEL, J.; AITKEN, M. D. (1995): Kinetics of Phenanthrene Dissolution into Water in the Presence of Nonionic Surfactants. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1480-1487
- HERWIG, U.; KLUMPP, E.; NARRES, H.-D. (1995): Physikalisch-chemische Wechselwirkungen von S-Triazininen mit Bodenbestandteilen. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* 76,289-292
- HIRNER, A. V. (1996): Bodenanalytik, Analytische Chemie 1995. *Nachr. Chem. Tech. Lab.* 44, 273-274
- LITZ, N.; BLUME, H.-P. (1989): Verhalten organischer Chemikalien in Böden und dessen Abschätzung nach einer Kontamination. *Z. Kulturtechn. Landentw.* 30, 355-364
- MCCARTHY, J. F.; ZACHARA, J. M. (1989): Subsurface transport of contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 23, 496-502
- NEUMANN, A. W.; ROTENBERG, Y.; BORNVKA, L.; LI, D.; CHENG, P. (1990): Methode der selected plane für pendant drop Apparatur. *Coll. & Surf.* 43, 151
- OTTO, S.; LAMBERT, J.; LIESEGANG, W.; ZULLEI-SEIBERT, N.; KÖGEL-KNABNER, I. (1994): Eigenschaften von DOM anthropogener Substrate. Teil A: Charakterisierung von Klärschlamm-Eluaten mittels DOM-Fraktionierung und ¹³C-NMR-Spektroskopie. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* 74,457-460
- RABER, B.; KÖGEL-KNABNER, I. (1994): DOM anthropogener und natürlicher Substrate: Carrierfunktion für PAK. *Ecoinforma* 6, 97-109
- RYAN, J. N.; ELIMELECH, M. (1996): Colloid mobilization and transport in groundwater. *Coll. & Surf.* 107, 1-56
- SEAMAN, J. C.; BERTSCH, P. M.; MILLER, W. P. (1995): Chemical Controls on Colloid Generation and Transport in a Sandy Aquifer. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1808-1815

Die Rolle der biologischen Aktivität bei der Freisetzung von PCB 52 aus einem Rieselfeldboden

von

Marschner, B.; Baschien, C.; Brose, A.*

Einleitung

Hydrophobe organische Umweltchemikalien wie PAK, PCB und Dioxine reichern sich im Boden bevorzugt in der organischen Substanz an. Über Bindungsformen und -stärken ist bisher wenig bekannt, obwohl dies für Desorption, Mobilität, Bioverfügbarkeit und Abbau und damit auch für die ökologische Bewertung von organischen Bodenbelastungen eine wichtige Rolle spielt. In einer Vielzahl von Untersuchungen konnte allerdings nachgewiesen werden, daß die gelöste organische Substanz (DOM) in der Bodenlösung die Wasserlöslichkeit dieser Verbindungen deutlich erhöhen kann, wobei dies sowohl von der DOM-Konzentration als auch der DOM-Zusammensetzung abhängig ist (BACKHUS & GSCHWEND 1990, DÖRING & MARSCHNER 1996, RABER & KÖGEL-KNABNER 1996). Da die DOM-Bildung und -Qualität durch biologische Umsetzungsprozesse beeinflusst oder sogar bestimmt wird (GÖDDE ET AL. 1993, KALBITZ & KNAPPE 1995), ist daher zu erwarten, daß Aktivität und Artenzusammensetzung der Bodenbiozönose maßgeblich Einfluß auf die Freisetzung oder Festlegung organischer Umweltchemikalien nehmen können. Im Folgenden werden hierzu erste Ergebnisse aus Versuchen mit einem PCB-kontaminierten Rieselfeldboden vorgestellt.

Material und Methoden

Das verwendete Bodenmaterial stammt aus dem sandigen (mSfs) Ah-Horizont eines stillgelegten Rieselfelds bei Berlin, hatte bei einem C_{org} -Gehalt von 1.7% einen pH von 5,3 und wies ursprünglich eine relativ geringe Belastung mit Schwermetallen (Cd: 4,9 mg/kg; Cu: 61 mg/kg; Zn: 250 mg/kg) und organischen Schadstoffen auf (PAK: 0,81 mg/kg; PCB: 0,13 mg/kg). Das Substrat war zwei Jahre vor Versuchbeginn mit PCB 52 (2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl) auf eine Konzentration von 20 mg/kg angereichert worden und seitdem im feldfrischen Zustand im Freiland (9 Monate) und später im Labor gealtert. Eine Teilprobe wurde nach der Freilandlagerung durch Zugabe von HCl auf einen pH von 3,3 angesäuert.

Für den Inkubationsversuch wurden von beiden Böden je vier Varianten mit drei Wiederholungen angesetzt, mit jeweils 50 g TS und einem Wassergehalt von 14%:

Kontrolle: ohne Substratgabe

Agropyron: Zugabe von 1 g gemahlene *Agropyron repens*-Streu vom Rieselfeld

Cellulose: Zugabe von 0,5 g kristalliner Cellulose (Avicel®)

Glucose: Zugabe von 0,3 g Glucose, verteilt auf zwei Portionen (1. und 7. Tag).

Die Inkubation erfolgte über 17 Tage bei 20°C in Glasbechergläsern, die in den verschlossenen Behältern einer Respirocond-Anlage standen, mit der das gebildetete CO₂ kontinuierlich erfaßt wurde.

* TU Berlin, Institut für Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, 10587 Berlin

Bei Versuchsende und in einem separaten Ansatz vor Versuchsbeginn wurde aus den Böden durch Zugabe von 150 ml H₂O, 24 h Schütteln und Zentrifugieren ein wäßriger Extrakt gewonnen, in dem die PCB 52 Konzentration nach Festphasenextraktion (C18-Material) gaschromatographisch ermittelt wurde. Die DOC-Analyse erfolgte nach Eindampfen der Lösungen am C-N-Elementaranalyzer.

Die vegetativen Stadien der Bodenpilze wurden mit Bodenpartikeln (0,2-0,5 mm) isoliert (Partikelwaschmethode) und nach Inkubation auf verschiedenen Kulturmedien bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Zugabe der Substrate zu dem unbehandelten und dem versauerten Boden hatte keinen unmittelbaren Einfluß auf die wasserlösliche PCB 52-Fraktion, die Konzentrationen lagen vor Versuchsbeginn in allen Varianten mit 50-120 µg/L im Bereich der Wasserlöslichkeit dieser Substanz (Abb. 1 und 2). Die stark erhöhten DOC-Konzentrationen in den Glucose-Varianten (Tab. 1), die auf gelöste Glucose zurückzuführen sind, hatten daher keinen Einfluß auf die PCB 52 Löslichkeit.

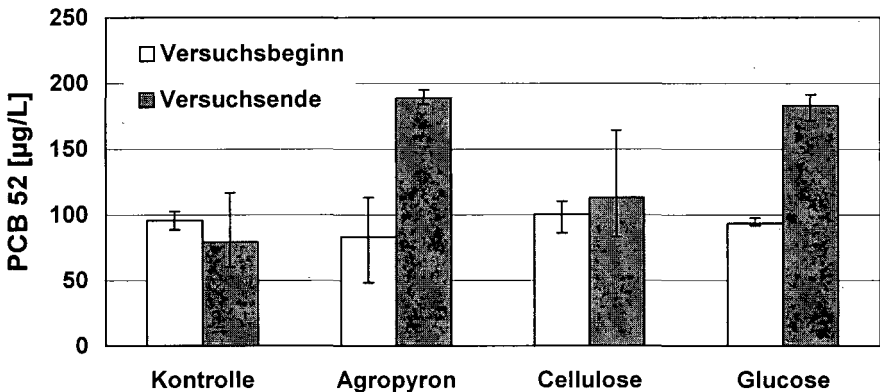


Abb. 1: Mittel- und Extremwerte der PCB 52-Konzentrationen im Wasserextrakt der verschiedenen Varianten des unbehandelten Bodens zu Versuchsbeginn und bei Versuchsende nach 17 Tagen Inkubation.

Nach 17-tägiger Inkubation konnten in den Agropyron- und Glucose-Varianten der unbehandelten Böden signifikant höhere PCB 52-Konzentrationen im Wasserextrakt nachgewiesen werden als in der Kontrolle und der Cellulose-Variante (Abb. 1). Mit Werten zwischen 170 bis 190 µg/l lagen sie deutlich über der Wasserlöslichkeit von PCB 52 (ca. 120 µg/l) und müssen daher durch die Anwesenheit von lösungsvermittelnden Substanzen erklärt werden. In der Agropyron-Variante könnten hierfür die gegenüber der Kontrolle signifikant höheren DOC-Konzentrationen verantwortlich sein (Tab. 1). Auch in der Glucose-Variante lagen bei Versuchsende erhöhte aber stark streuende DOC-Konzentrationen vor, bei denen es sich auch um Metabolite des Glucoseabbaus handeln kann. Die Cellulose-Zugabe hatte auch nach Inkubation keinen signifikanten Einfluß auf die PCB 52-Freisetzung oder die DOC-Konzentrationen, obwohl auch hier die erhöhte CO₂-Freisetzung eine Stimulierung der biologischen Aktivität anzeigt.

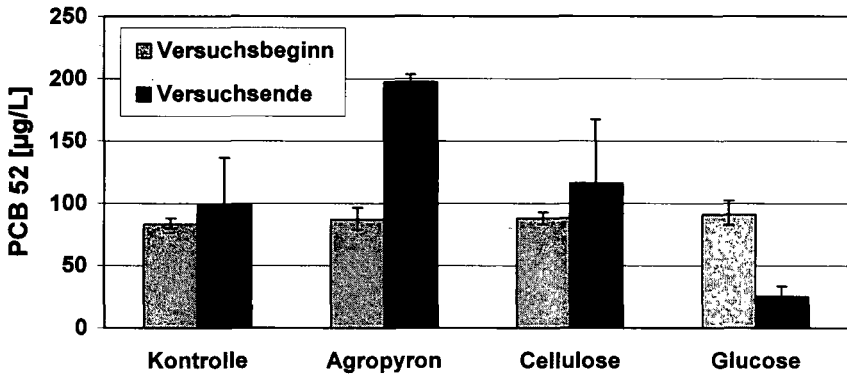


Abb. 2: Mittel- und Extremwerte der PCB 52-Konzentrationen im Wasserextrakt der verschiedenen Varianten des sauren Bodens zu Versuchsbeginn und bei Versuchsende nach 17 Tagen Inkubation.

In dem sauren Boden führte die Cellulose-Zugabe trotz noch stärkerer Atmungsaktivität ebenfalls zu keiner Reaktion der PCB 52- oder DOC-Konzentrationen. In der Agropyron-Variante kam es infolge der Inkubation auch zu einer verstärkten Freisetzung von PCB 52 (Abb. 2), die von erhöhten DOC-Konzentrationen begleitet wurde (Tab. 1). Im Gegensatz zum unbehandelten Boden führte die Glucose-Zugabe hier aber trotz erhöhter DOC-Konzentrationen zu signifikant geringeren PCB 52-Konzentrationen im Wasserextrakt gegenüber allen anderen Varianten bei Versuchsbeginn oder Versuchsende.

Tab. 1: Im Inkubationsversuch kumulativ freigesetztes CO₂ sowie DOC im Wasserextrakt bei Versuchsbeginn (DOC_B) und Versuchsende (DOC_E) in den verschiedenen Varianten (U=PCB-angereicherter Rieselfeldboden unbehandelt; S=Säurebehandlung).

	Kontrolle		Agropyron		Cellulose		Glucose	
	U	S	U	S	U	S	U	S
CO ₂ -C [mg/kg]	85	41	2441*	2092*	543*	1165*	1366*	1612*
DOC _B [mg/L]	72	48	72	99	111	24	423*	537*
DOC _E [mg/L]	39	63	102*	252	39	48	174	144

* signifikant verschieden von der jeweiligen Kontrolle (p<0,05; t-Test)

Da die beobachteten Reaktionen erst nach der Inkubation auftraten, müssen sie mit dem Umsatz der Substrate zusammenhängen. Die stark erhöhte CO₂-Freisetzung in der Glucose- und erst recht in der Agropyron-Variante (Tab. 1) zeigen, daß beide Substrate für den Energiestoffwechsel der Bodenorganismen genutzt wurden. Darüberhinaus muß es zur vermehrten Freisetzung von Stoffwechsel- oder Abbauprodukten aus den Substraten oder aus der organischen Bodensubstanz gekommen sein, die zumindest bei Agropyron-Zugabe in jedem Fall eine löslichkeitsfördernde Wirkung für PCB 52 besitzen. Die löslichkeitserhöhende Wirkung des Glucose-Umsatzes ist dagegen auf den unbehandelten Boden beschränkt, was darauf hindeutet, daß unter sauren Bedingungen eher solche Produkte entstehen, die zu einer verstärkten Bindung des PCB 52 an die Festsubstanz führen. Die Ergebnisse verdeutlichen, daß neben der DOC-Konzentration die Qualität der

freigesetzten organischen Substanz von entscheidender Bedeutung für eine schadstoffmobilisierende Wirkung ist.

Die Wirkungen von Agropyron und Glucose auf die PCB 52-Freisetzung können auch mit den veränderten Biozösen im Zusammenhang stehen (Tab. 2). Beide Substrate bewirkten in beiden Böden einen starken Rückgang der Artenzahlen, allerdings mit unterschiedlicher Reaktion einzelner Gattungen. Während die Populationsanteile von *Absidia*, *Geomyces* und *Verticillium* durch beide Substrate in beiden Böden zurückgingen, wurde lediglich *Trichoderma* in allen Fällen gefördert. Durch Glucose kam es zu einem starken Anstieg von *Fusarium* in beiden Böden, während *Mortierella* nur in den unbehandelten Böden aber durch beide Substrate zunahm. Auffällig ist weiterhin, daß in den sauren Böden durch Agropyron-Zugabe *Mucor* stark zunahm, durch Glucose dagegen *Penicillium* einen hohen Populationsanteil beihält.

Tab. 2: Artenzahlen von Bodenpilzen und relative Populationsanteile der häufigsten Pilzgattungen in den verschiedenen Varianten des Inkubationsversuchs. (U=PCB-angereicherter Rieselfeldboden unbehandelt; S=Säurebehandlung).

	Kontrolle		Agropyron		Glucose	
	U	S	U	S	U	S
Artenzahl/100 Partikel	27	28	11	12	12	11
davon (%)						
<i>Absidia</i>	20	11	8	0	4	0
<i>Fusarium</i>	4	2	9	2	24	27
<i>Geomyces</i>	12	6	0	1	0	0
<i>Mortierella</i>	7	9	37	7	30	0
<i>Mucor</i>	0	1	3	48	0	2
<i>Penicillium</i>	18	17	5	8	4	20
<i>Trichoderma</i>	3	5	32	21	19	38
<i>Verticillium</i>	11	12	0	0	1	5

Da weder die gebildeten Stoffwechselprodukte noch die Bakterienpopulation untersucht wurden, können diese Ergebnisse nur erste Hinweise dafür liefern, daß eine Beteiligung biologischer Prozesse und die Zusammensetzung der Bodenbiozönose bei der Freisetzung von organischen Schadstoffen in die Bodenlösung eine wichtige Rolle spielen kann und daher bei der Modellierung und Prognose des Langzeitverhaltens von persistenten hydrophoben organischen Umweltchemikalien im Boden berücksichtigt werden muß.

Literatur

- BACKHUS, D.A. & GSCHWEND, P.M. (1990): Fluorescent polycyclic aromatic hydrocarbons as probes for studying the impact of colloids on pollutant transport in groundwater. *Env. Sci. Technol.* **24**: 1214-1223.
- DÖRING, U. & MARSCHNER, B. (1996): Einfluß der Lösungsbedingungen auf die Mobilität organischer Schadstoffe in Böden. *Mitt. DBG* (dieser Band).
- GÖDDE, M.; DAVID, M.B. & VANCE, G.F. (1993): Einfluß von Temperatur und Durchfeuchtungsintervallen auf die C-Freisetzung aus der organischen Auflage nordamerikanischer Waldböden. *Mitt. DBG* **72**: 527-530.
- KALBITZ, K.; KNAPPE, S. (1995): Untersuchungen zum Einfluß pedologischer Faktoren auf die DOM-Freisetzung unterschiedlich stark immissionsbelasteter Waldstandorte der Dübener Heide. *Mitt. DBG* **76**: 309-312.
- RABER, B. & KÖGEL-KNABNER, I. (1996): Abschätzung des Verhaltens von PAK in Böden unter dem Einfluß von DOM unterschiedlicher Herkunft. *Mitt. DBG* (dieser Band).

**Die Wirkung von BaP und PCB-52 in Rieselfeldböden
auf die Populationsentwicklung von *Folsomia candida*
(Willem 1902) (Collembola, Insecta)**

von

Kratz, W.*; Klepka, S.**

Einleitung

Im Gegensatz zum umfangreichen Wissen zur Ökotoxizität der Schwermetalle besteht für viele organische Fremdstoffe, soweit sie nicht als Pflanzenschutzmittel eingesetzt werden, ein sehr rudimentäres Wissen zur Ökotoxikologie dieser Stoffgruppen (Römbke & Moltmann 1995).

Vor dem Hintergrund neuer gesetzlicher Regelwerke im Umweltbereich, wie z.B. das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBSCHG) (BMU 1996) ist die Bodenbiologie zunehmend zur Bereitstellung von Konzepten gefordert, die einen Beitrag leisten zum Schutz der Lebensraumfunktion der Böden. Entsprechende Konzeptionen zum Schutzgut „Mensch“ über den Boden-Pflanze-Transfer bzw. Boden-Grundwasser-Pfad sind bereits erarbeitet und können in die Ausführungsbestimmungen des BBSCHG integriert werden (König 1996).

Neben einem ausgeprägten Wissen über das humantoxische Potential von PAK, PCB und PCDD/PCDF liegt z.Z. kaum Wissen über das ökotoxikologische Wirkpotential dieser Stoffgruppen vor (Kratz 1996).

Im Rahmen eines vom BMBF geförderten Verbundprojektes zum ökotoxikologischen Verhalten und zur Gefährdungsabschätzung von BaP und PCB-52 werden seit 1993 umfangreiche Untersuchungen zum Verbleib, Transfer und zu Wirkungen sowohl in System Boden-Pflanze als auch im System Boden-Bodenorganismen, dieser ökosystemarem Fremdstoffe durchgeführt (GSF 1995).

Nachfolgend wird die chronische Wirkung (Reproduktion) von BaP und PCB-52 auf eine repräsentative Bodentierart dargestellt. Durch den Testansatz kann die Bioverfügbarkeit und die Wirkung der Schadstoffe für biologische Systeme in einem life-cycle Test untersucht werden. Der toxikologische Endpunkt ist die Anzahl der Jungtiere (F1-Generation) nach 4 Wochen Versuchsdauer. Bewertet wird somit die Lebensraumfunktion der Versuchsböden durch die Bestimmung der Reproduktionsfähigkeit von *Folsomia candida* (Willem) bei der Aufnahme von BaP und PCB-52 über die Epidermis und über das Futter (granulierte Hefe).

* FU Berlin, Fachbereich Biologie, Grunewaldstr. 34, 12165 Berlin

** IBACON GmbH, Industriestraße 1, D-64380 Roßdorf

Collembolen leisten als Primär- und Sekundärzersetzer einen erheblichen Beitrag zur Umsetzung und Verarbeitung pflanzlicher Streumaterialien und spielen damit eine bedeutende Rolle für den Naturhaushalt. *Folsomia candida* (Willem) als Vertreter der Collembola ist geographisch weit verbreitet und das Auftreten in Wald-, Acker- und Stadtböden (endogäisch) läßt auf eine ubiquitäre Lebensweise schließen. *Folsomia candida* (Willem) ist mit relative wenig Aufwand an Raum, Zeit und Material zu züchten (parthenogenetisch) und stellt aus o.g. Gründen einen wichtigen Modellorganismus zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien in Böden dar.

Material und Methoden

Testrichtlinie:

ISO-Draft-Guideline 11268-2,
„Soil Quality - Effects of pollutants on collembola (*Folsomia candida*) part 2: Methods of the determination of effects on reproduction“ (ISO 1993).

Testorganismus: *Folsomia candida* (Willem), Alter 10-12 Tage.

Testboden:

Rieselfeldboden Berlin-Buch (RefB) gespikt (Reese-Stähler et al. 1995) mit BaP (10 mg/kg TS) und PCB-52 (2 mg/kg TS), 2 Jahre gealtert.

Versuchsdurchführung:

Testcontainer Glasgefäße 4 cm Höhe, 5,5 cm Durchmesser.

PH-Wert (RefB) Versuchsstart 5,2 Versuchsende 5,2.

Bodenfeuchte (RefB) 23,3% (70,8% der WHK_{max}).

Klimakammer 20+/-2°C, Licht-Dunkel-Zyklus 16:8h.

4 Parallelen pro Variante (RefB, BaP, PCB-52) mit jeweils 10 subadulten Collembolen.

Ergebnisse

In Tabelle 1 sind die Ergebnisse des Testverfahrens dargestellt. Die Auswertung der Ergebnisse zeigt eine um 78% erhöhte Reproduktionsleistung von *Folsomia candida* (Willem) bei der Konzentration 10 mg/kg TS BaP und eine um 84% erhöhte Reproduktionsleistung bei 2 mg/kg TS PCB-52 gegenüber dem Kontrollboden (Refb), in dem sich nur geringe BaP (0,1 mg/kg TS) und PCB-52 (0,1 mg/kg TS) Konzentrationen befanden (Kratz 1992). Nach Versuchsende wurde in allen Bodenvarianten 97,5 +/- 5% der eingesetzten adulten Collembolen wiedergefunden. Begleitende Untersuchungen zu den extrahierbaren Anteilen von BaP und PCB-52 nach 1 Jahr Lagerung

der gespikten Böden in einer offenen Halle bei Abdeckung und regelmäßiger Wässerung der Böden, zeigten, daß sich die extrahierbaren BaP- und PCB-52-Anteile kaum veränderten (Tabelle 2).

Tab. 1: Anzahl der Jungtiere von *Folsomia candida* (Willem) (F1-Generation) pro Versuchsgefäß

Boden	RefB	BaP	PCB-52
Versuchsansatz			
1	330	447	802
2	389	806	596
3	239	827	496
4	437	400	674
Mittelwert	349	620	642
Effekt	-	+ 78%	+ 84%

Tab. 2: Veränderung der extrahierbaren Anteile von BaP und PCB-52 aus gespikten Rieselfeldböden (RefB) von Berlin-Buch nach unterschiedlicher Lagerungszeit.

Boden	RefB	BaP mg/kg TS	PCB-52
Termin			
1-1994	-	10,0	2,12
4-1994	-	10,8	2,07
1-1995	-	n.b.	1,84
4-1995	-	9,8	n.b.

n.b. = nicht bestimmt

Diskussion

Ökosystemare Wirkungen von Fremdstoffen können sich sowohl durch Hemmungen als auch durch Förderungen ausprägen. Die gefundenen Ergebnisse (deutliche Förderung der Nachkommenzahl in der F1-Generation) unter BaP- und PCB-52-Belastung machen deutlich, daß die gesetzten Stressoren wahrscheinlich in das komplexe, von Hormonen und Enzymen gesteuerte, Fortpflanzungssystem dieser Tiere

eingreifen. So hat das BaP eine ähnliche chemische Struktur wie Stereoidhormone, die für die Fortpflanzung auch bei Insekten von großer Bedeutung sind (Döring pers. Mitteilung). Eine indirekte Reaktion der Tiere auf die Förderung von Nahrungsressourcen (z.B. Bodenpilze) durch die Umweltchemikalien, dies wurde zwar nicht untersucht, wird jedoch ausgeschlossen.

Eine Extrapolation der gefundenen Ergebnisse für terrestrische Ökosysteme ist u.E. nicht möglich, da in komplexen biozönotischen Strukturen dieser Systeme weitere Regelungsmechanismen wie Konkurrenz, Räuber-Beute-Beziehungen etc. herrschen, die sicherlich zu anderen Populationsentwicklungen führen würden. Darüberhinaus kann es in der Freilandsituation zu Vermeidungsstrategien der Tiere kommen, die eine Aufnahme der Schadstoffe abschwächen.

Literaturverzeichnis

BMU (1996): Anhörung zum Bundes-Bodenschutzgesetz. Umwelt H. 5, 191-192.

ISO (1993): ISO-Draft-Guideline 11268-2, „Soil Quality - Effects of pollutants on collembola (*Folsomia candida*) - part 2: Methods or the determination of effects on reproduction“.

GSF (1995): Statusseminar zum Förderschwerpunkt „Ökotoxikologie“ des BMBF. Forschungsberichte des Projektträgers 2/95.

König, W. (1996): Aktuelle Ansätze zur Bewertung von Bodenbelastungen u. Altlasten in der Bundesrepublik Deutschland. UTECH Berlin, Seminar „Sanierung kontaminierter Standorte“, FGU Berlin.

Kratz, W. (1992): Analyse organischer Schadstoffe (Dioxine, Furane, PAK, PCB, AKW, Phenole, LCKW, MKW) im Bodenprofil an ausgewählten Probestellen auf den ehemaligen Rieselfeldern Berlin-Buch. Gutachten im Auftrag der Berliner Forsten. 160 S.

Kratz, W. (Hrsg.) (1996): Wissenschaftliche Tagung zum Forschungsschwerpunkt "Rieselfelder in Berlin und Brandenburg". Tagungsband in Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenreihe des Fachbereichs Umwelt und Gesellschaft der TU Berlin, 101, 264. S.

Reese-Stähler, G., D. Klementz, Ch. Volk & W. Pestemer (1995): Gezielte Herstellung eines mit PCB-52 und BaP dotierten Bodens und rückstandanalytische Bestimmung von PCB und PAK in Rieselfeldböden und Streu. Kongressband des 107. VDLUFA-Kongresses 18.-23.09.1995 in Garmisch-Partenkirchen.

Römbke, J. & J.F. Moltmann (1995): Applied ecotoxicology. Lewis Publisher Boca Raton, 282 p.

Bedeutung des Makroporenflusses für den Austrag von Pflanzenschutzmitteln auf drainierten Flächen

von

Kördel, W.; Rönnefahrt, I.*

Einleitung

Im Rahmen eines vom BMU/UBA geförderten Vorhabens wurden eine Reihe von Untersuchungen zum Austrag von Pflanzenschutzmitteln über die Drainage durchgeführt. Variiert wurden dabei sowohl die eingesetzten Pflanzenschutzmittel, die Applikationszeitpunkte, die Kulturen und die Flächen. Hauptuntersuchungsgebiet war die Soester Börde. Desweiteren wurde ein Feld in Brandenburg ausgewählt. Die vorgestellten Ergebnisse beziehen sich auf den Vergleich zweier Standorte (Soester Börde und Brandenburg). Desweiteren werden Befunde aus Plotversuchen zur Demonstration des Makroporenflusses in der Soester Börde dargestellt.

Material und Methoden

Daten zur Bodencharakterisierung und zum Drainagesystem enthalten die Tabellen 1 und 2. Das Feld in Welver-Borgelen hat eine Größe von 5 ha. Die Drainagerohre münden jeweils in einem Hauptsammler an dem ein Durchflußmesser und Probensammler installiert war (ISCO Modell 3700 und 3230). Die Wetterdaten wurden von nahegelegenen Stationen des Deutschen Wetterdienstes übernommen. Die Applikation der Pflanzenschutzmittel erfolgte gemäß landwirtschaftlicher Praxis durch Lohnunternehmer.

Ergebnisse

Die erste Abbildung zeigt den Austrag von Isoproturon nach der Herbstanwendung (9. November) auf Winterweizen (Abb. 1). Zur Interpretation der Ergebnisse gibt Abbildung 2 einen Überblick zu dem Wasseraustrag über die Drainage. Eine Woche nach Applikation setzten Regenfälle ein, die zu einem geringen Anspringen der Drainage führten (ca. 0,2 l/m²). Eine Woche später (2 Wochen nach Applikation) kam es infolge weiterer Niederschläge zu einem stärkeren Drainagefluß. Betrachtet man die Isoproturon-Konzentration im Drainageausfluß so wird deutlich, daß bereits beim ersten Anspringen der Drainage mit geringem Wasserfluß die höchsten Konzentrationen gemessen werden. Danach sinkt die Wirkstoffkonzentration stark ab, um bei dem nächsten Anspringen des Drainageflusses wieder mit einem Peak zu reagieren. Dieser Vorgang wiederholt sich mehrmals, wobei die Peakkonzentrationen jedoch zunehmend kleiner wurden. Auch das schwerlösliche Herbizid Pendimethalin, das gleichzeitig mit Isoproturon appliziert wurde, zeigt das gleiche Elutionsmuster über den Drainageausfluß; allerdings sind entsprechend der Schwerlöslichkeit des Wirkstoffs die Konzentrationen erheblich geringer als beim Isoproturon (Abb. 3). Die Ergebnisse - insbesondere der Austrag von Pendimethalin - belegen einen schnellen Fluß der Bodenlösung von der obersten Bodenschicht zur Drainage hin über Makroporen.

* Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Auf dem Aberg 1, D-57392 Schmallenberg

Abb. 1: Isoproturon-Konzentration im Drainageausfluß, Soester Börde

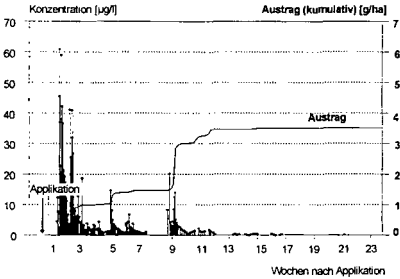


Abb. 2 Wasseraustrag über Drainage, Soester Börde

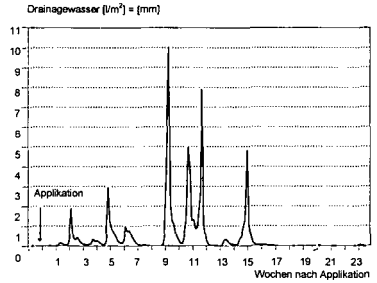


Abb. 3: Pendimethalin-Konzentration im Drainageausfluß, Soester Börde

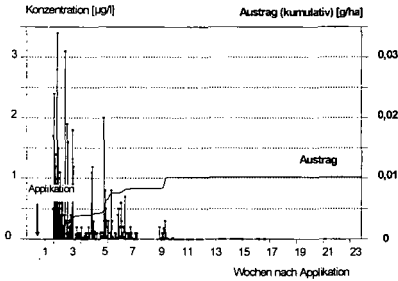
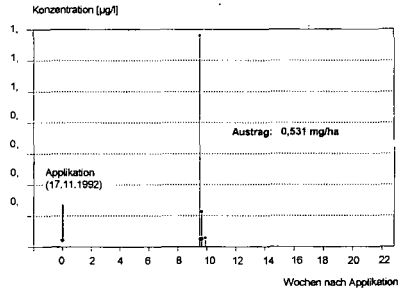


Abb. 4: Isoproturon-Konzentration im Drainageausfluß, Brandenburg



Tab. 1: Bodendaten / Welver-Borgeln (Soester Börde)

Horizont (cm)	0-30	30-50	50-65	65-90
% Sand	2,4	2,4	1,7	1,7
% Schluff	80,4	72,1	73,0	73,6
% Ton	17,2	25,5	25,2	24,8
% C org.	1,0	0,6	0,4	0,3
pH	7,5	7,4	7,4	7,5
KAK				27,7
(mval/100g)	25,0	33,7	27,7	

(KAK = Kationenaustausch-Kapazität)

Tab. 2: Bodendaten / Beet

Horizont (cm)	0-25	25-45	45-65
% Sand	89	98	96
% Schluff	7	1	2
% Ton	4	1	2
% C org.	2,5	0,2	0,6
pH	6,3	5,8	5,2
KAK			
(mval/100g)	7,3	3,6	4,7

(KAK = Kationenaustausch-Kapazität)

Charakterisierung des Drainagesystems:

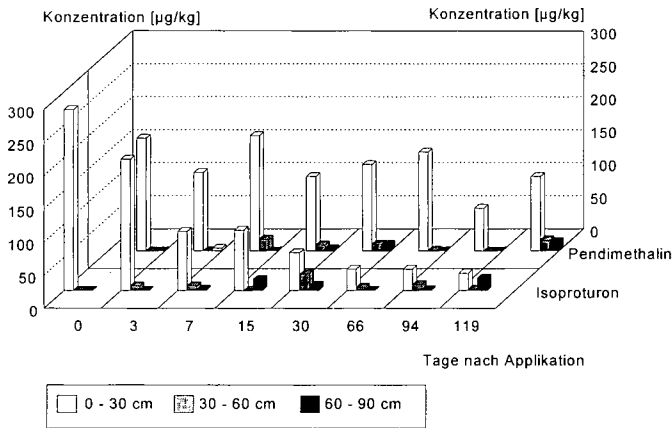
Material: Ton-Rohre (Innendurchmesser: 6,5/10,0 cm)
 Tiefe: 70 - 90 cm
 Abstand 10 m

Charakterisierung des Drainagesystems:

Material: Ton-Rohre (Innendurchmesser: 6,5 cm)
 Tiefe: 80 - 90 cm

Die schnelle Tiefenverlagerung über Makroporen verursacht zwar relativ hohe Pflanzenschutzmittelkonzentrationen im Drainagewasser, die Gesamtmenge an Pflanzenschutzmitteln ist jedoch gering. So werden bei Herbstapplikation bis zu 0,5 % der applizierten Menge an Isoproturon über die Drainage ausgetragen. Betrachtet man die Konzentration von Isoproturon und Pendimethalin im Bodenprofil (Abb. 5), so wird deutlich, daß nur eine sehr geringe Tiefenverlagerung stattgefunden hat. Da sowohl für Isoproturon und Pendimethalin stellenweise geringe Konzentrationen in den tieferen Bodenschichten gefunden wurden, beruht die Verlagerung offensichtlich wiederum auf Makroporenfluß. Der wesentliche Eliminationspfad besteht jedoch im Abbau der Herbizide im Pflughorizont. Dabei wird Isoproturon erwartungsgemäß deutlich schneller abgebaut als Pendimethalin.

Abb. 5: PSM-Rückstände im Boden, Soester Börde

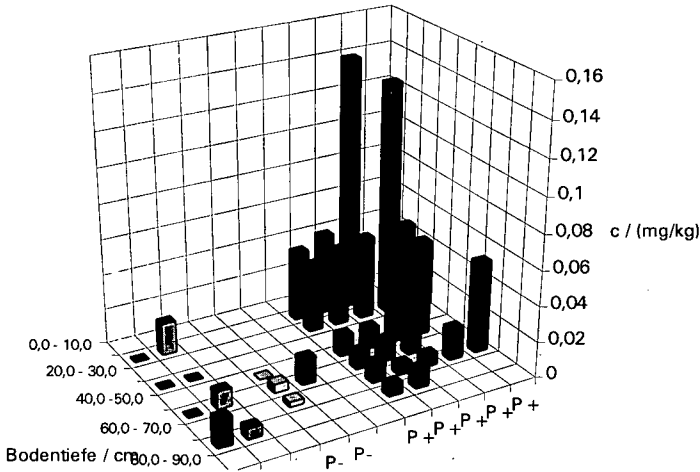


Desweiteren war es von Interesse den Drainageausfluß eines Sandbodens vergleichend zu betrachten, da Sandböden im Gegensatz zu den Lößböden praktisch keine stabilen Makroporen ausbilden. Die Ergebnisse belegen diese Annahme (Abb. 4) Im Winter konnte nur einmal nach einem stärkeren Regenereignis Isoproturon in einer Konzentration bis 1,4 µg/l gemessen werden. Noch deutlicher werden die Unterschiede, wenn man die Austräge von Isoproturon über die Drainage betrachtet. In der Soester Börde wird annähernd 10.000 mal mehr Isoproturon über die Drainage im Winterhalbjahr ausgetragen.

Um die Bedeutung der Makroporen für den schnellen vertikalen Wirkstofftransport weiter zu charakterisieren, wurden auf dem Feld in der Soester Börde Plotversuche durchgeführt, bei denen Farbstoff (Rhodamin B) und Pflanzenschutzmittel appliziert und der Plot künstlich beregnet wurde. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Im Pflughorizont erfolgt die Verlagerung im wesentlichen durch Risse im Bodengefüge, die in der Bearbeitung begründet sind.
- Im darunterliegenden Bodenhorizont gibt es eine Reihe von Makroporen, jedoch wird nur ein kleiner Teil von ihnen angefärbt und steht somit für eine schnelle Verlagerung zur Verfügung. Abbildung 6 zeigt, daß die angefärbten Makroporen für den schnellen vertikalen Wirkstofftransport verantwortlich sind. Im aufgedragenen Profil wurden angefärbte Bereiche um eine Makropore entnommen und analysiert (P+). Im Vergleich wurden auch Bodenproben um nicht angefärbte Proben (P-) sowie im Bodenprofil entfernt von Makroporen entnommen.

Abb. 6: Tiefenverlagerung von Isoproturon in Makroporen, Plotversuch, Soester Börde



Zusammenfassung/Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, daß neben dem Oberflächenabfluß von mit Pflanzenschutzmitteln behandelten Böden auch der Austrag über die Drainage zu einer Belastung von Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln führen kann. Spitzenkonzentrationen in dem ersten Drainagefluß nach Applikation können in einer Konzentration bis 300 µg/l auftreten. Bei Herbstanwendungen wurden Monatsmittelwerte von 15 µg/l gemessen. Demgegenüber treten nur geringe Konzentrationen bei sandigen Flächen auf. Signifikante Unterschiede können somit zwischen Löß- und Sandböden beobachtet werden. Die Abschätzung des Grundwassergefährdungspotentials von Pflanzenschutzmitteln basiert bisher sowohl beim Einsatz von Rechenmodellen als auch bei Lysimeterstudien auf Sandböden. Aufgrund der erhaltenen Ergebnisse stellt sich jedoch die Frage, ob bei der Konzentrierung auf Sandböden als „worst case“ Szenarium nicht eine mögliche Grundwassergefährdung durch Makroporenfluß auf schweren Böden unterschätzt wird.

Literatur

Banholczer, A.: Untersuchungen über den Einfluß von Makroporen auf die Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln auf dränierten Böden anhand von Beregnungsversuchen. Diplomarbeit, Universität Marburg, 1995

Beisecker, R.: Einfluß langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Stoffverlagerung eines Löß- und eines Sandbodens. Dissertation, Universität Gießen, 1993

Beven, K.: The Grendon Underwood Field Drainage Experiment. Rep. 65, 30 pp, Inst. Hydrol. Wallingford, U.K. (1980)

Hurle, H.; Lang, S.: Pflanzenschutzmittel im Drainagewasser. Wasser und Boden, DVWK-Nachrichten 1, (1992) 4-5

Traub-Eberhard, U.; Kördel, W.; Klein, W.: Monitoring pesticide movement into subsurface drains. Brighton Crop Protection Conference - Weeds - 1993, 6D-17, 885-892

Traub-Eberhard, U.; Kördel, W.; Klein, W.: Pesticide Movement subsurface drains on a loamy silt soil. Chemosphere 28/2, (1994) 273-284

Traub-Eberhard, U.; Klein, W.; Kördel, W.; Winkler, R.: Belastung von Oberflächengewässern durch Pflanzenschutzmittel im Drainagewasser. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 7/3, (1995) 168-173

Herbizidverlagerung in Böden mit Makroporen - Lysimeterstudie und Simulation

von

Stange, F.*; Nordmeyer, H.**; Dieckrüger, B.***

Einleitung

Die Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln (PSM) im Bodenprofil und der Eintrag in Oberflächengewässer und in das Grundwasser sind Gegenstand vieler Forschungsvorhaben. Von besonderem Interesse ist dabei der Makroporenfluß, durch den auch stark sorbierende Stoffe schnell in die Tiefe verlagert werden können. Viele PSM mit unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften konnten schon im Grundwasser nachgewiesen werden (LÖSKING et al., 1992, UBA, 1994). Die Verlagerung von PSM im Bodenprofil kann in strukturierten Böden häufig nicht mit der Konvektions-Dispersions-Gleichung beschrieben werden. Nur durch bevorzugten Transport in Makroporen läßt sich die schnelle vertikale Verlagerung erklären.

Material und Methoden

Die Lysimeterstudien zur Verlagerung der Herbizide Chlortoluron (CT) und Methabenzthiazuron (MBT) sowie Bromid als Tracer wurden mit einer Parabraunerde aus Löß des Untersuchungsgebietes Neuenkirchen des DFG-SFB 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen" durchgeführt. Die wichtigsten Bodenparameter sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Tab. 1 : Bodenparameter

Bodenhorizont	Ah	Bt	Btv	BtvSg
Bodentiefe [cm]	0-30	30-50	50-75	75-
Textur [%]				
Sand	2,1	3,7	2,7	1,9
Schluff	78,8	70,4	78,7	82,1
Ton	19,1	25,7	18,6	16,0
pH-Wert (CaCl ₂)	6,9	7,1	7,5	7,5
C _{org} -Gehalt	1,3	0,5	0,3	0,2
Lagerungsdichte [g/cm ³]	1,38		1,44	
gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm/d]	34,8		65,1	

Es wurden 5 ungestörte Bodensäulen (Länge 85 cm, Durchmesser 30 cm) im Feld entnommen und in eine Lysimeteranlage installiert (NORDMEYER & ADERHOLD, 1994). Eine weitere Bodensäule wurde als Referenzlysimeter auf 2 mm gesiebt und anschließend horizontweise wieder in die Lysimeter eingefüllt.

Um reproduzierbare Anfangsbedingungen einzustellen, wurden die Bodensäulen zunächst auf Feldkapazität aufgesättigt. Dazu wurden die Säulen 6 Tage mit geringer Intensität (1 mm/h) beregnet und danach 14 Tage lang drainiert. Um einen Wasserstau am unteren Rand der Bodensäulen zu verhindern, wurde ein Unterdruck von -20 hPa angelegt. Die beiden Herbizide Chlortoluron und Methabenzthiazuron wurden 1 Stunde vor der ersten Beregnung aufgebracht. Die Mengen entsprachen dem fünffachen der praxisüblichen Aufwandmenge

* Institut für Geoökologie, Technische Universität, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig

** Institut für Unkrautforschung, Biologische Bundesanstalt, Messeweg 11/12, 38104 Braunschweig

*** Geographische Institute, Universität Bonn, Meckenheimer Allee 166, 53115 Bonn

von 10 bzw. 14 kg/ha, entsprechend 66,1 mg CT und 92,5 mg MBT pro Säule. Die Aufgabe des Bromid-tracers erfolgte mit der ersten Beregnung. Es wurde 3 mal je 1 h mit einer Intensität von 25 mm/h beregnet. Das beregnungsfreie Intervall zwischen den Beregnungen betrug 47 h.

Die Messung der Wasserspannung wurde in den Tiefen 25 und 75 cm mit jeweils 3 Tensiometern durchgeführt. Das Perkolat wurde mit Hilfe eines Fraktionensammlers im 36 min Intervall aufgefangen. Bei Versuchsende wurde der Boden in 5-cm-Schichten entnommen, die Makroporen bonitiert und der Boden auf Br-, CT- und MBT-Rückstände analysiert.

Die Bromidbestimmungen erfolgten ionenchromatographisch. Die Herbizide CT und MBT wurden mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie (HPLC) nachgewiesen.

Die für die Simulation notwendigen Parameter (wie z. B. die gesättigte Wasserleitfähigkeit und die Parameter der Wasserspannungskurve) wurden in zusätzlichen Versuchen mit Stechzylinderproben gewonnen.

Simulationsmodell

In dieser Studie wurde zur Auswertung der Perkolationsexperimente das Computermodell SIMULAT benutzt. SIMULAT ist ein Modell zur Simulation des Wasser- und Stofftransportes, der Bodentemperatur, der Stickstoff- und Schwefeldynamik, des Verhaltens von PSM und ihrer Metabolite. Zusätzlich zur eindimensionalen Wasserbewegung läßt sich auch die Evaporation, die Interzeption und das Pflanzenwachstum mit SIMULAT berechnen (DIEKKRÜGER et al., 1995).

Bei Makroporenfluß kann der Wassertransport nicht allein durch ein kapillares two-domain-Konzept beschrieben werden. In diesem Fall muß neben dem eindimensionalen Wasserfluß in der Bodenmatrix durch die Richards-Gleichung

$$\frac{\partial \theta_{mi}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{mi}(\psi_{mi}) \left(\frac{\partial \psi_{mi}}{\partial z} \right) \right) + S_w \quad (1)$$

der Wasserfluß in den Makroporen durch die Gleichung

$$\frac{\partial \theta_{ma}}{\partial t} = \frac{\partial q_{ma}}{\partial z} - S_w \quad (2)$$

beschrieben werden. Durch den Austauschterm

$$S_w = K_{int} \frac{\psi_{mi}}{\Delta x} \quad (3)$$

sind beide Systemen miteinander gekoppelt, wobei θ der Wassergehalt, ψ die Wasserspannung, $K(\psi)$ die ungesättigte Wasserleitfähigkeit, t die Zeit und z die vertikale Koordinate ist.

Der durch Gravitation bewirkte Wasserfluß in den Makroporen kann nach GERMANN & BEVEN (1985) durch die folgende Flußgleichung

$$q_{ma} = K_{s,ma} \left(\frac{\theta_{ma}}{\theta_{s,ma}} \right)^{a_{ma}} \quad (4)$$

beschrieben werden, in welcher a eine empirische Konstante und $\theta_{s,ma}$ das Makroporenvolumen ist. Damit es in dem Modell zu Makroporenfluß kommt, muß die Niederschlagsintensität höher als die maximale Infiltration in die Bodenmatrix sein.

Der Stofftransport in der Bodenmatrix wird beschrieben durch die Konvektions-Dispersions-Gleichung (RICHTER et al., 1996). Der Transport in den Makroporen wird nur durch Konvektion mit dem Wasserfluß beschrieben. Dispersion in den Makroporen wird in dem Modell nicht berücksichtigt. Die Stoffkonzentration des in die Makroporen fließenden Wassers wird gleich der Konzentration der gelösten Phase in der obersten Bodenschicht gesetzt.

Ergebnisse

In allen Bodensäulen konnte ein ausgeprägtes Makroporen-System nachgewiesen werden. Im Bereich der Pflugschleife nahm die Dichte der Makroporen in den meisten Säulen leicht ab. Besonders im Unterboden waren viele Makroporen (>1 mm) zu finden, deren Anzahl nur langsam mit der Tiefe abnahm.

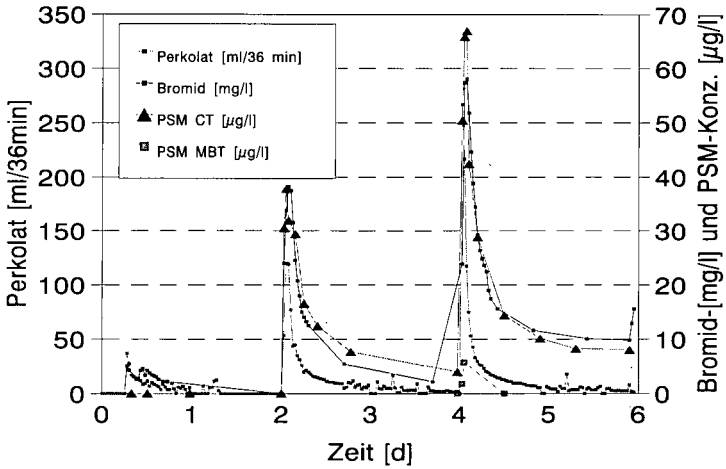


Abb 1: Perkolatmenge und CT-, MBT- und Bromidkonzentration des Perkolates einer ungestörten Bodensäule.

In Abbildung 1 ist die Menge des Perkolats und dessen Konzentration an Bromid, CT und MBT gegenüber der Zeit in einer ungestörten Bodenprobe dargestellt. Die Messungen zeigen die hohe Konzentration von Bromid, aber auch der Herbizide jeweils zu Beginn der einzelnen Beregnungsintervalle. Dieser Kurvenverlauf ist als typisch für Makroporenfluß anzusehen.

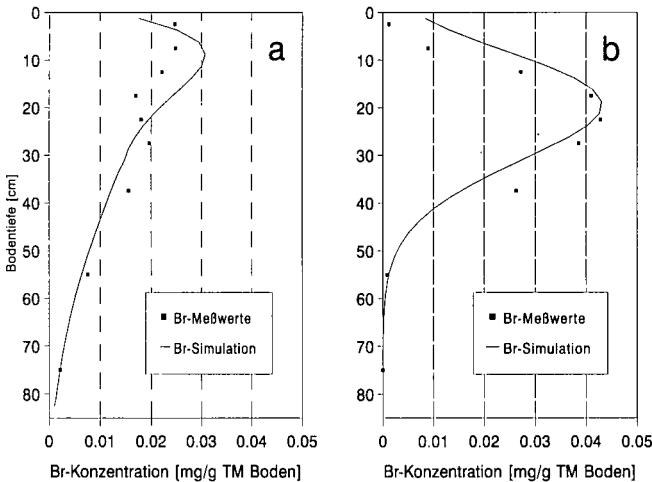


Abb. 2: Gemessene und simulierte Verteilung des Bromid in der ungestörten Säule (a) und der Referenzsäule (b)

Abbildung 2 zeigt die gemessenen und die simulierte Bromidgehalte in einem ungestörten Boden und als Vergleich in dem Referenzboden. Es wird deutlich, daß sich die Wasserflüsse in den ungestörten Bodensäulen und der Referenzsäule unterscheiden. In dem Referenzboden ist eine typische Verbreiterung des Inputpeaks bei der Verlagerung zu erkennen. Das Konzentrationsprofil in dem ungestörten Boden weicht davon stark ab.

In Abbildung 4 ist ersichtlich, daß sich auch das Herbizid MBT in dem ungestörten Boden anders verhält als in dem Referenzboden. Über die Makroporen dringt der Wirkstoff tiefer in das Bodenprofil ein.

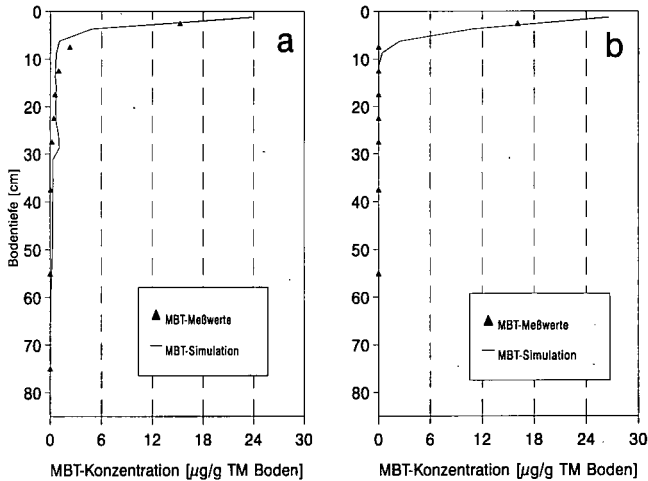


Abb. 3: Gemessene und simulierte Verteilung von Methabenzthiazuron in der ungestörten Säule (a) und der Referenzsäule (b)

Fazit

Die Ergebnisse zeigen den entscheidenden Einfluß von Makroporen auf den Stofftransport im Boden bei den gewählten Randbedingungen. Der Wasser- und Stofftransport und die daraus resultierende Stoffverteilung im Boden lassen sich nur unzureichend mit der klassischen Richards-Gleichung und der Konvektions-Dispersions-Gleichung beschreiben.

Es wird deutlich, daß durch die Implementation eines Makroporenmoduls eine wesentlich bessere Übereinstimmung von Messung und Simulation erreicht werden kann. Nur im Bereich der Pflugschleife sind leichte Abweichungen zu beobachten, die auf die Besonderheiten wie Verdichtung und geringere Wasserleitfähigkeit, aber auch auf die Diskontinuität der Makroporen zurückzuführen sind.

Literatur

- DIEKKRÜGER, B., NÖRTERSHEUSER, P. & O. RICHTER (1995): Modeling pesticide dynamics of a loam site catchment using HERBSIM and SIMULAT. *Ecological Modelling* 81.1-3: 111-119.
- GERMANN, P. & K. BEVEN (1985): Kinematic wave approximation to infiltration into soils with sorbing macropores. *Water Resources Research* 21.7: 990-996.
- LÖSKING, O., STEINERT, P., JANDEL, B., PESTEMER, W., WALTHER, W. & J. WOLF (1992): Grundwasserkontamination durch Pflanzenschutzmittel in ausgewählten Trinkwasserschutzgebieten in Niedersachsen. *DVGW-Schriftenreihe Wasser* Nr. 73: 37-54.
- NORDMEYER, H. & D. ADERHOLD (1994): Aufbau und Betrieb einer Lysimeterstation zur Erfassung der Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln im Bodenprofil. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 157: 93-98.
- RICHTER, O., DIEKKRÜGER, B., & P. NÖRTERSHEUSER (1996): Environmental fate modelling of pesticides: from the laboratory to the field scale. Verlag Chemie. Im Druck.
- UBA (1995): Jahresbericht 1994 des Umweltbundesamtes, Berlin.

Aufnahme ausgewählter Organochlorpestizide (CKW) aus einer Tieflehm-Fahlerde und einer Löß-Schwarzerde durch Mais in einem Gefäßversuch

von

Heinrich, K.; Schulz, E.¹

Einleitung:

Der Rückstandssituation von Pflanzenschutzmitteln im Boden wird heute aus verschiedenen Blickwinkeln besondere Beachtung geschenkt. Neben den Untersuchungen zum Verhalten und Verbleib dieser Stoffe in der Umwelt treten verstärkt ökotoxikologische Aspekte in den Vordergrund des Interesses. Umweltrisiken durch chemische Bodenbelastungen ergeben sich vor allem durch das spezifische Verhalten dieser Stoffe im Boden. Großen Einfluß hat dabei die organische Substanz des Bodens. Mit wachsendem Gehalt an organischer Substanz nimmt die Pflanzenverfügbarkeit (bzw. Bioverfügbarkeit) von Pestiziden ab, da durch Sorptionsprozesse Wirkstoffmoleküle aus der Bodenlösung entfernt werden. Somit kommt es zu einer Erhöhung der Persistenz. An die organische Substanz gebundenen Pestizidrückstände sind oftmals besser bioverfügbar und stellen somit weiterhin ein Umweltrisiko dar.

Daß die Organochlorpestizide bis zu einem gewissen Grad bioverfügbar sind, ist sogar erwünscht, um die pestizide Wirkung zu erzielen, allerdings zeigen vielfältige Untersuchungen, daß gerade das Transferverhalten Boden/Pflanze oftmals sehr viel größer als erwartet ist. In den folgenden Ausführungen werden Ergebnisse von Untersuchungen zum Transferverhalten von Lindan (γ -Hexachlorocyclohexan) und Methoxychlor im System Boden/Pflanze in einem Gefäßversuch mit Böden unterschiedlicher C_{org} -Gehalte des Statischen Dauerdüngungsversuches Bad Lauchstädt und des Nährstoffmangelversuches Thyrow vorgestellt. Außerdem wurden Untersuchungen zum zeitlichen Verlauf und zum Einfluß unterschiedlicher Lindan- und Methoxychlorapplikationen auf deren Transferverhalten in Mais durchgeführt.

Material: In dem Gefäßversuch wurden die Organochlorpestizide Lindan und Methoxychlor in einer Menge appliziert, die einer Bodenkontamination von 50mg/kg TS für jede Schadstoffkomponente entsprach. Als Versuchspflanze wurde Mais (Anjou 09) eingesetzt. Der Versuch wurde mit KICK-BRAUCKMANN-Gefäßen (8 Pflanzen/Gefäß, 8,5kg Boden/Gefäß, 4-8Wiederholungen) bei 60% der maximalen Wasserkapazität des Boden durchgeführt. Neben einer P, K, Ca, Mg-Düngung betrug die Stickstoffdüngung 3g N/Gefäß. Die Böden entstammten unterschiedlichen Düngungsvarianten der Dauerversuche Bad Lauchstädt und Thyrow. Es handelt sich dabei jeweils um eine ungedüngte und eine organisch-mineralisch gedüngte Variante und eine Ausgleichsfläche des Nährstoffmangel-

¹ Umweltforschungszentrum Leipzig Halle GmbH, Sektion Bodenforschung
Hallesche Straße 44, 06246 Bad Lauchstädt

versuches Thyrow und des Statischen Dauerdüngungsversuches Bad Lauchstädt sowie um Boden einer ehemaligen Stalldung-Gülle-Deponie am Standort Bad Lauchstädt. (Tab. 1). In die Untersuchungen zur zeitlichen Abhängigkeit des Boden / Pflanze-Transfers wurden nur die Böden der Ausgleichflächen einbezogen. Die Maispflanzen wurden in unterschiedlichen Entwicklungsstadien, und zwar nach 30, 60, 90 und 120 Tagen, geerntet. Des weiteren wurde unter Einbeziehung aller Böden untersucht, in welchem Maße sich unterschiedliche Kohlenstoffgehalte des Bodens auf das Transferverhalten Boden/Pflanze auswirken. Dazu wurden alle Untersuchungsböden eingesetzt, wobei die Ernte der Versuchspflanzen nach 60 Tagen erfolgte. Die Untersuchungen zum Boden/Pflanze-Transfer nach verschiedenen Pestizidapplikationen (10ppm, 50ppm, 100ppm und 400ppm Gesamt-CKW-Gehalt) erfolgten mit der Bad Lauchstädter Ausgleichsfläche nach 60 Tagen Versuchsdauer.

Tabelle. 1: Bodencharakteristik (Beprobungstiefe 0-30cm)

Variante	pH $CaCl_2$	C _{org}	N _t	Ernte nach Tagen
Thyrow ungedüngt	4,32	0,37	0,03	60
Thyrow organ.min.	5,72	0,70	0,05	60
Thyrow Ausgleichfl.	4,92	0,56	0,04	30, 60, 90, 120
B.L. ungedüngt	6,02	1,57	0,14	60
B.L. organ.min.	7,10	2,03	0,22	60
B.L. Ausgleichsfl.	7,52	1,62	0,15	30, 60, 90, 120
B.L. Stalldung Gülle	7,15	3,07	0,31	60

Methoden: Die Pflanzen wurden sofort nach ihrer Ernte in Sproß und Wurzel separiert, und die Wurzelteile sorgfältig gewaschen. Die Lagerung bis zur Analyse erfolgte bei -21°C. Da am Zwischenerntetermin nach 30 Tagen das Saatkorn noch separierbar war, wurde es getrennt von der Wurzel untersucht. Für die Bestimmung des Stickstoffgehaltes (nach KJJEHL-DAHL) wurden Sproß-, Wurzel- und Saatkornproben 12h bei 105°C getrocknet und gemahlen. Die Bestimmung der Organochlorpestizide erfolgte nach Specht, Tilkes 1980 u. 1985 sowie in Anlehnung an die VDLUFA-Methode (Kampe et.al. 1986).

Ergebnisse und Diskussion:

Es konnte eine deutliche Abhängigkeit der Aufnahme von Lindan und Methoxychlor vom Entwicklungsstadium der Pflanze festgestellt werden, wobei im Verhalten beider Schadstoffe im System Boden/Pflanze belegbare Unterschiede beobachtet werden konnten (Tab. 2)

Am ersten Beprobungstermin nach 30 Tagen lagen die Lindankonzentrationen in der Gesamtpflanze deutlich höher als die Methoxychlorkonzentrationen.

Im Versuchsverlauf nahmen die Lindangehalte in den Pflanzen kontinuierlich bis auf 2 bzw. 0,08ppm ab, während das Methoxychlor am Versuchsende immer noch mit 16 bzw. 13ppm im Pflanzenmaterial nachweisbar war.

Bei einer Differenzierung der Pflanze in Sproß und Wurzel (bzw. Saatkorn) wurde ersichtlich, daß sich der Hauptteil beider Pestizide in den unterirdischen Pflanzenteilen befand.

Während hier die Lindankonzentrationen im Versuchsverlauf kontinuierlich bis auf 2 bzw. 0,06 ppm abnahmen, konnte das Methoxychlor noch nach 120 Tagen in sehr hohen Konzentrationen (16ppm Thyrow und 13ppm Bad Lauchstädt) nachgewiesen werden. Besonders bemerkenswert waren die hohen Konzentrationen beider Pestizide im Saatkorn, wobei wiederum die Lindankonzentrationen deutlich höher waren, als die des Methoxychlors, was auf eine mögliche Penetration der Schadstoffe durch das Saatkorn zurückgeführt werden konnte.

Tabelle 2: Mittlere Lindan-bzw. Methoxychlorkonzentrationen (n=4) in Mais (Sproß, Wurzel, Saatkorn) unterschiedlichen Entwicklungsstadiums [mg/kg TS] gezogen auf Böden (Ausgleichsflächen) des Statischen Dauerdüngungsversuches Bad Lauchstädt und des Nährstoffmangelversuches Thyrow

Ausgleichsfläche Thyrow						
Lindan			Methoxychlor			
Versuchsdauer [d]	Sproß [mg/kg TS]	Wurzel [mg/kg TS]	Saatkorn [mg/kg TS]	Sproß [mg/kg TS]	Wurzel [mg/kg TS]	Saatkorn [mg/kg TS]
30	100,15	183,94	400,75	6,57	126,93	63,40
60	20,63	22,42		0,01	23,84	
90	0,84	6,86		0,32	44,51	
120	0,37	1,96		n.n.	16,30	

Ausgleichsfläche Bad Lauchstädt						
Lindan			Methoxychlor			
Versuchsdauer [d]	Sproß [mg/kg TS]	Wurzel [mg/kg TS]	Saatkorn [mg/kg TS]	Sproß [mg/kg TS]	Wurzel [mg/kg TS]	Saatkorn [mg/kg TS]
30	67,30	120,02	236,44	1,34	53,37	18,79
60	2,69	5,78		n.n.	59,14	
90	0,02	0,39		0,08	23,84	
120	0,02	0,06		n.n.	13,00	

Eine Verlagerung der Substanzen in den Sproß konnte nur nach 30 Tagen für beide untersuchten Pestizide beobachtet werden. Während das Methoxychlor schon nach 60 Tagen nur noch in Konzentrationen <0,5ppm in den oberirdischen Pflanzenteilen nachweisbar war, nahmen die Lindankonzentrationen erst nach 90 Tagen einen Wert <1ppm an. Während die Schadstoffkonzentration in den Pflanzen mit der Bodenapplikationsmenge streng positiv korreliert ist, spiegelt sich dieses Ergebnis nicht in den absoluten Schadstoffentzügen durch die Pflanzen wider. Bei einer Schadstoffapplikation von 10, 50 und 100ppm konnten steigende Lindan-bzw. Methoxychloraufnahmen beobachtet werden.

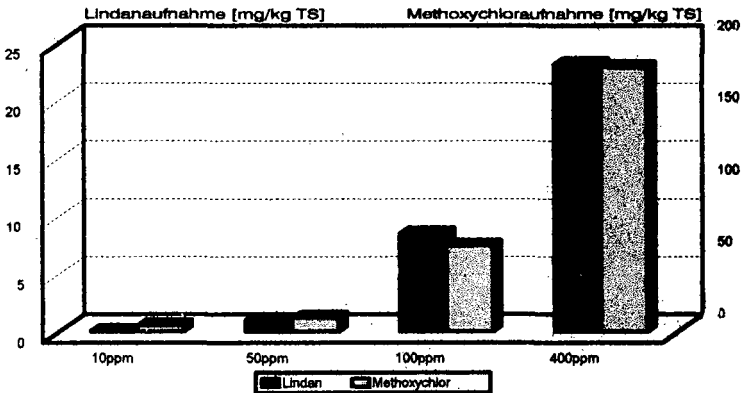


Abbildung 1: Aufnahme von Lindan und Methoxychlor durch Mais in einem Gefäßversuch mit unterschiedlichen Applikationsdosen dieser Schadstoffe (Statischer Dauerdüngungsversuch Bad Lauchstädt, Versuchsdauer 60 Tage, Ausgleichsfläche)

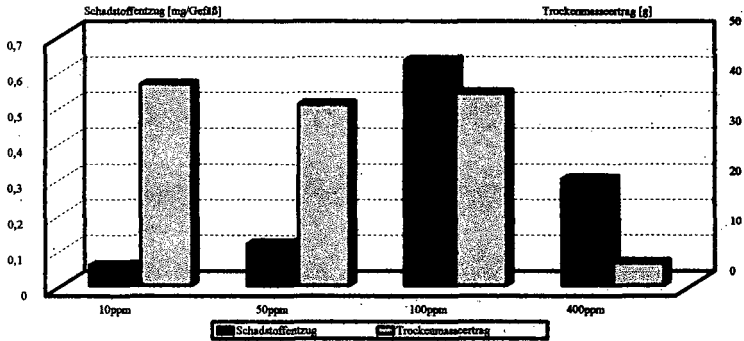


Abbildung 2: Einfluß des Schadstoffentzuges [mg/Gefäß] (Summe Lindan und Methoxychlor) auf den Trockenmasseertrag [g] von Mais in einem Gefäßversuch mit unterschiedlichen Applikationsdosen an Organochlorpestiziden (Statischer Dauerdüngungsversuch Bad Lauchstädt, Ausgleichsfläche, Versuchsdauer 60 Tage)

In der Versuchsvariante mit 400ppm Applikationsdosis konnte hingegen ein Rückgang des Schadstoffentzuges durch die Pflanzen verzeichnet werden, der mit einem gleichzeitigen Rückgang des Trockenmasseertrages um 88% im Vergleich zu den drei anderen Applikationsdosen verbunden war (Abb. 1 u. 2).

Desweiteren wurde der Einfluß der organischen Substanz des Bodens auf den Schadstofftransfer Boden/Pflanze untersucht.

Aus Abbildung 3 ist ersichtlich, daß die Aufnahme der Organochlorpestizide durch die Gesamtpflanze (Summe Sproß und Wurzel) negativ mit dem organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens korreliert war $r^2=0,82$. Eine noch strengere Korrelation ergab sich bei einer unabhängigen Betrachtungsweise beider Untersuchungsstandorte voneinander. Die ermittelten Korrelationskoeffizienten betragen 0,85 für die untersuchten Böden des Statischen Dauerdüngungsversuches Bad Lauchstädt und 0,97 für die Böden des Nährstoffmangelversuches Thyrow. Dieser Zusammenhang spiegelt sich auch in dem Verhalten der untersuchten Pestizide in den Wurzeln wider. Bei der Betrachtung der Pflanzensprosse läßt sich ein solcher Bezug nicht nachweisen, auf Grund der komplexeren Schadstoffaufnahme-möglichkeiten (z.B. Verdunstungseffekte aus dem Boden).

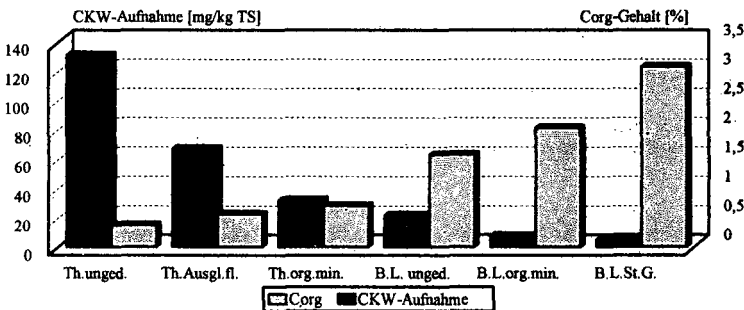


Abbildung 3: Abhängigkeit der CKW-Aufnahme durch Mais [mg/kg TS] (Anzuchtdauer 60 Tage) vom Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff untersucht in landwirtschaftlich genutzten Böden des Statischen Dauerdüngungsversuches Bad Lauchstädt und des Nährstoffmangelversuches Thyrow.

Literatur: verwendete Literatur ist beim Autor einzusehen

Organische Rückstände in landwirtschaftlich genutzten Überflutungsgebieten Sachsens

von

Syhre, M.; Hanschmann, G.; Heber, R.*

Einleitung:

Anreicherungen von Schwermetallen und wasserunlöslichen organischen Schadstoffen in Sedimenten von Flüssen können bei Überschwemmungen zu nachhaltigen Belastungen der überfluteten Flächen führen. In Rahmen eines umfangreicheren Untersuchungsprogrammes zur Schwermetallbelastung von Überflutungsflächen sächsischer Flüsse werden seit 1993 ein Teil der beprobten Flächen auch auf organische Schadstoffe untersucht. Ausgewählt werden landwirtschaftlich genutzte Flächen mit überwiegendem Grünlandanteil.

Untersucht wird vorrangig auf persistente Organochlorverbindungen wie PCB's (Summe von 6 Kongeneren) und HCB (Hexachlorbenzol) als auch auf entsprechende Rückstände von Pestiziden wie Lindan, Nitrofen, Methoxychlor und DDT (incl. Metaboliten). Die ausgewählten Flächen lagen zu 30 % an der Elbe, zu 25% an Mulde (einschließlich Zwickauer und Freiburger Mulde) und der Rest verteilt sich auf Chemnitz, Schwarze bzw. Weiße Elster, Flöha, Klosterwasser, Neiße, Spree, Wesenitz, Zschopau sowie Zwönitz.

Ziel der Arbeiten ist eine Bestandesaufnahme der Belastungssituation bezüglich organischer Schadstoffe von Überflutungsgebieten sächsischer Flüsse, um festzustellen ob auf diesen Standorten eine unbedenkliche Nutzung erfolgen kann, bzw. ob und wo weitere Untersuchungen aufgenommen werden müssen.

Ergebnisse und Diskussion:

Elbe

Die Überschwemmungsgebiete der Elbe weisen von den untersuchten Flächen die höchsten Kontaminationen auf. Bei 12 von 21 Proben liegen die Gehalte für chlororganische Schadstoffe oberhalb von 0,5 mg/kg Boden. Besonders auffällig sind die hohen HCB- und DDT-Gehalte im Abschnitt unterhalb von Dresden und unterhalb von Riesa (Abb. 1). Hier wurde auch der Spitzenwert von 5,86 mg HCB/kg Boden gefunden. Die höchsten Gehalte wurden in der Regel unter Grünland beobachtet, während Ackerflächen mit regelmäßiger Bodenbearbeitung niedrigere Belastungen aufwiesen. Vermutlich bewirkt die Bodenbearbeitung neben einer Verteilung der Schadstoffe auf ein größeres Bodenvolumen auch einen besseren Schadstoffabbau.

In Flußschlamm aus der Elbe, die im Uferbereich entnommen wurden, konnte stets HCB in Gehalten zwischen 0,01 - 0,7 mg/kg nachgewiesen werden.

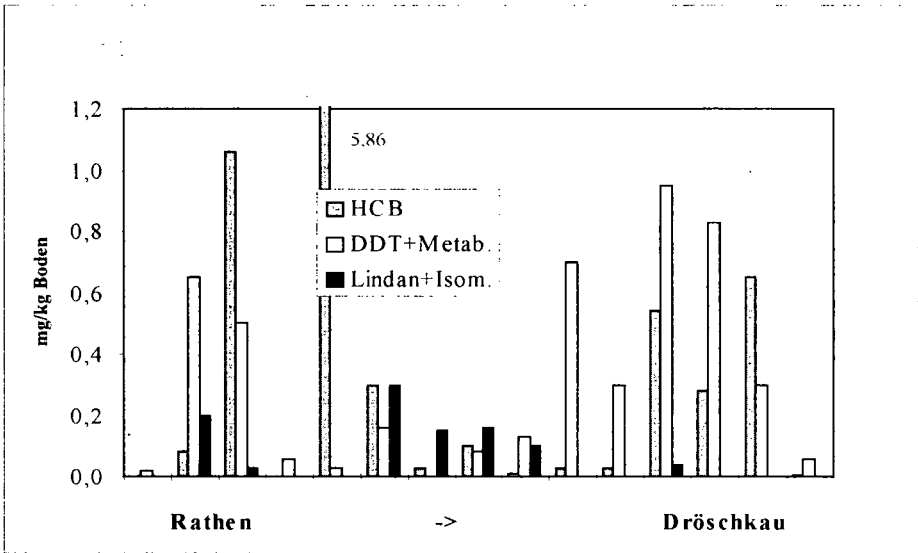
Hingegen liegen die DDT-Gehalte der Schlamm deutlich unter denen der Überflutungsflächen, was daraufhin weist, daß die Kontamination der Überflutungsflächen schon in weiter zurückliegenden Jahren erfolgt ist.

*Sächs. Landesanstalt für Landwirtschaft, FB Landwirtschaftliche Untersuchungen
Gustav-Kühn-Str. 8 - 04159 Leipzig Möckern

Lediglich in einer Probe konnten PCB's (0,2 mg/kg) festgestellt werden, obwohl in Fischproben (Filet) aus der Elbe immer PCB-Werte zwischen 0,01..0,15 mg/kg ermittelt wurden.

Nitrofen, Methoxychlor und Lindan liefern auf den Überflutungsflächen der Elbe keinen nennenswerten Beitrag zur Gesamtschadstoffbelastung.

Abb. 1: Schadstoffgehalte von Überflutungsflächen an der Elbe zwischen Rathen und Dröschkau



Mulde Freiberger und Zwickauer Mulde

Für die Überflutungsgebiete der Mulde ergibt sich eine recht unterschiedliche Belastungssituation. Während auf den Flächen an der Freiberger Mulde nur unbedeutende Schadstoffmengen gefunden werden, zeigen die Flächen an der Zwickauer Mulde im Jahr 1993 eine beträchtliche Belastung mit Lindan (Abb. 2). Wegen der geringen Akkumulation von Lindan dürften diese Lindangehalte auf Anwendungen aus dem Vorjahr stammen.

Bei Untersuchungen nach dem Hochwasser im Frühjahr 1994 wurden auf Muldenwiesen wiederum erhöhte Gehalte an DDT und Lindan festgestellt, die in der Summe die Richtwerte der holländischen Liste für nähere Untersuchungen überschreiten. DDT und seine Metaboliten konnten teilweise bis in eine Tiefe von 60 cm in beträchtlichen Mengen nachgewiesen werden (Tab. 1). Das in tieferen Schichten festgestellte DDT dürfte, da auf den beprobten Flächen keine Bodenbearbeitung erfolgte, durch partikulären Transport in Makroporen und durch Bodenorganismen dorthin verfrachtet worden sein.

aber bei diesen Flüssen keine nachhaltigen, großräumigeren Belastungen mit chlororganischen Stoffen zuverzeichnen.

Tab. 2: Schadstoffgehalte auf Überflutungsflächen sächsische Flüsse (Angaben in mg/kg Boden)

Fluß	HCB	DDT+ Metab.	Lindan+ Isom.	Nitrofen	Methoxy- chlor
Chemnitz	<0,001	0,05..1,07	0,03..0,04	n.b.	n.b.
Flöha	<0,001	0,01..0,02	<0,001	0,01	n.b.
Freiberger Mulde	<0,001	<0,001..0,035	<0,001..0,2	n.b.	n.b.
Klosterwasser	<0,001	0,07	<0,001	n.b.	n.b.
Neiße	<0,001	<0,001..0,13	<0,001..0,03	0,02	n.b.
Schwarze Elster	0,002	0,02	0,01	n.b.	0,09
Spree	<0,001	<0,001..0,04	<0,001..0,2	0,01	n.b.
Weißer Elster	0,005	<0,001..0,1	0,01..1,65	<0,001..0,002	<0,01..0,1
Wesnitz	<0,001	0,01..0,023	0,02..0,16	<0,001..0,002	<0,01..0,08
Zschopau	<0,001	<0,001..0,01	0,04..0,72	n.b.	n.b.
Zwönitz	0,5..0,6	0,01..0,13	<0,001	n.b.	n.b.

Schlußfolgerungen:

Von den untersuchten landwirtschaftlich genutzten Überschwemmungsgebieten heben sich die an Elbe und Mulde gelegenen Flächen durch signifikant höhere Schadstoffgehalte heraus. Besonders die hohen HCB- und DDT-Belastungen werden noch viele Jahre erhalten bleiben. Da diese Stoffe aber nur in sehr geringen Mengen im Aufwuchs gefunden werden, sind nur über direkte Bodenaufnahme durch Beweidung Einträge in die Nahrungskette denkbar. Aus diesem Grunde ist künftig die Untersuchung der Milch von Rindern, die auf belasteten Flußauen weiden, vorgesehen.

Die Schadstoffgehalte der an anderen Flüssen befindlichen Flächen liegen größtenteils unter den Richtwerten der Hollandliste der Kategorie für nähere Untersuchungen.

Untersuchungen zur Nitratbelastung landwirtschaftlich genutzter Böden in Sachsen

von

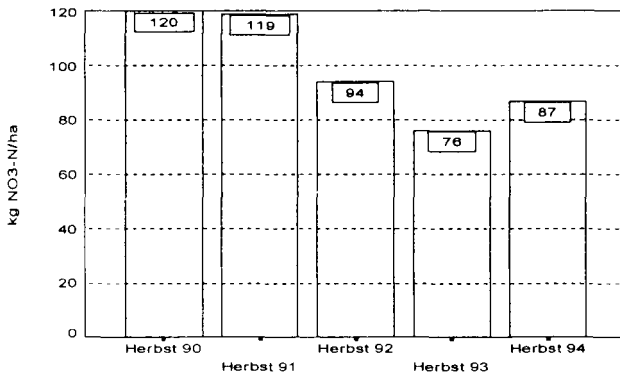
Kurzer, H.J.; Bufe, J.; Suntheim, L.*

Seit 1990 werden vom Fachbereich "Landwirtschaftliche Untersuchungen" der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft Dauertestflächen untersucht, um Aussagen zur landwirtschaftlich bedingten Nitratsituation zu ermöglichen. Diese Dauertestflächen sind Bestandteile von Schlägen, die sich in normaler Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Betriebe befinden. Mit der Einführung der SächsSchAVO im Jahr 1994 wurde die Zahl der untersuchten Flächen um 160 Flächen in Wasserschutzgebieten (WSG) auf insgesamt 767 erhöht, um einen ausreichenden Stichprobenumfang auch für Untersuchungen in WSG zu gewährleisten. Die nachfolgenden Ergebnisse beruhen auf der Auswertung dieser Untersuchungen.

Im Jahr 1994 wurden mit 87 kg NO₃-N/ha in 0...60 cm Bodentiefe erstmals wieder ein Anstieg der Nitratwerte zu Vegetationsende festgestellt. Der Restgehalt stieg somit gegenüber dem Vergleichszeitraum des Vorjahres um ca. 11 kg NO₃-N/ha an (Abb. 1). Wie die Auswertung des umfangreichen Datenmaterials ergab, sind dafür in erster Linie jahresspezifische und standortbezogene Einflüsse verantwortlich.

Abb. 1:

Vergleich der NO₃-N- Gehalte, Herbst 1990-94



Die Häufigkeitsverteilung der NO₃-N- Gehalte (Abb. 2) zeigt, daß ca. 25 % aller Werte unter dem nach der SächsSchAVO anzustrebenden Richtwert von 45 kg N/ha und ca. 60 % unter dem Grenzwert von 90 kg N/ha liegen. Im Vergleich zum Vorjahr ergibt sich somit eine deutliche Zunahme der Anzahl von Proben mit sehr hohen NO₃-N- Gehalten. Gleichzeitig ist eine Abnahme der Anzahl von Proben mit sehr niedrigen NO₃-N- Gehalten festzustellen.

Für standortspezifische Einflußgrößen (Ackerzahl, Bodenart, NStE) lassen sich insgesamt größere Schwankungen zwischen den Jahren als zwischen den einzelnen Kategorien nachweisen. Für die

* Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Landwirtschaftliche Untersuchungen (LUFA), Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig

einzelnen Agrarstrukturgebiete (Abb. 3), die diese Einflüsse am besten wiedergeben, glichen sich die Werte im Jahr 1994 auf relativ hohem Niveau weitgehend an. Im mehrjährigen Vergleich sind in den zentral gelegenen Gebieten (Mittelsächs. Lößgebiet/ Vogtland und Erzgebirgsvorland) deutlich geringere Schwankungen im $\text{NO}_3\text{-N}$ - Gehalt festzustellen als in den peripheren Gebieten. Auffallend für 1994 sind insbesondere die relativ niedrigen $\text{NO}_3\text{-N}$ - Gehalte guter bis sehr guter Böden.

Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der $\text{NO}_3\text{-N}$ - Gehalte, Herbst 1991-94

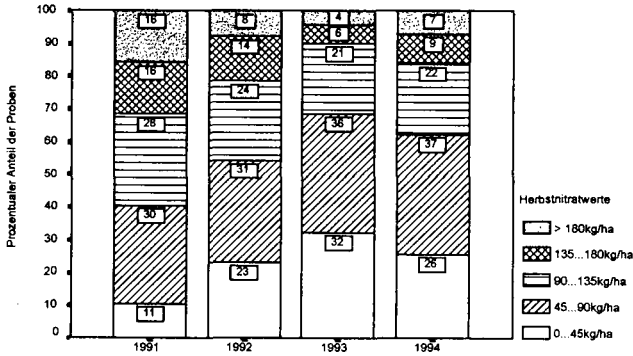
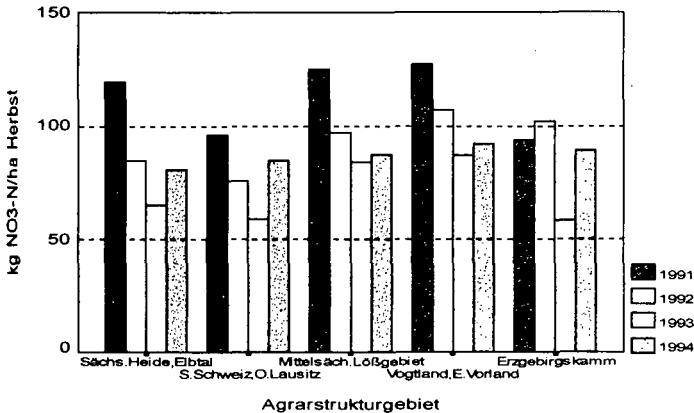


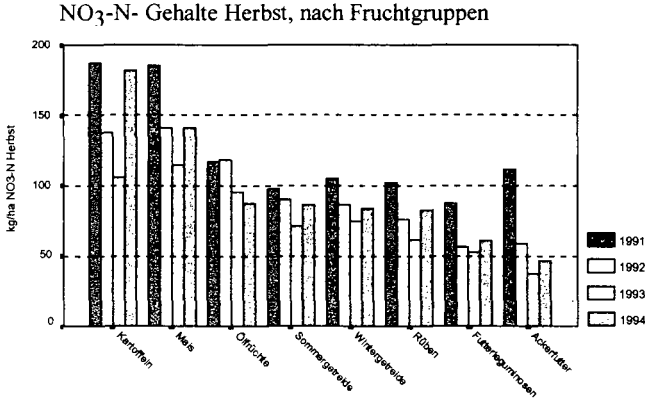
Abb. 3: $\text{NO}_3\text{-N}$ - Gehalte Herbst, nach Agrarstrukturgebiet



Unter den untersuchten Fruchtartengruppen (Abb. 4) lassen sich ebenfalls deutliche jahresspezifische Schwankungen (z.B. bei Kartoffeln und Mais) nachweisen. Trotzdem dem bleibt die Reihenfolge der Fruchtarten mit den höchsten $\text{NO}_3\text{-N}$ - Bodengehalten in der Regel gleich. Die Werte von 1994 erreichen in vielen Fällen das N- Niveau von 1992 oder liegen sogar darüber. Die größte Relevanz für den gesamten durchschnittlichen $\text{NO}_3\text{-N}$ - Gehalt besitzen dabei anteilmäßig die Getreidearten mit einem $\text{NO}_3\text{-N}$ - Gehalt von 87 (Sommer-), bzw. 84 kg/ha (Wintergetreide).

Von besonderem Interesse sind die sog. "Problemkulturen" wie Kartoffeln, Mais und Wintererbsen, die Jahr für Jahr die höchsten N- Restgehalte zu Vegetationsende hinterlassen. Erfreulich ist die Entwicklung der $\text{NO}_3\text{-N}$ - Gehalte nach Ölfrüchten (insbesondere Wintererbsen) zu beurteilen, die entgegen dem Trend auch 1994 weiter abnahmen. Offensichtlich sind hier aufgrund der verbesserten Düngungsempfehlungen und der intensiven Beratung bereits erste Erfolge zu verzeichnen. Weiterhin kritisch ist jedoch die Situation nach Mais und vor allem nach Kartoffeln zu beurteilen.

Abb. 4:

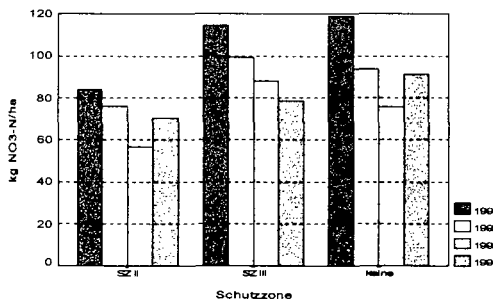


Die Analyse der Nitratgehalte der Böden in Wasserschutzgebieten (WSG) zeigt für 1994 erstmals statistisch gesicherte niedrigere $\text{NO}_3\text{-N}$ - Gehalte als für Böden außerhalb von WSG. Differenziert man weiter nach der jeweiligen Schutzzone, fällt ferner eine sehr gleichmäßige Abnahme der $\text{NO}_3\text{-N}$ - Gehalte in der Schutzzone III in den Jahren 1991-94 auf. Anlaß zur Besorgnis bereiten jedoch 1994 vor allem die im Vergleich relativ hohen $\text{NO}_3\text{-N}$ - Gehalte in Schutzzone II (Abb. 5).

Von großer Bedeutung für die praktische Umsetzung der SächsSchAVO ist die Verteilung der $\text{NO}_3\text{-N}$ - Gehalte: ca. 75 % aller gemessenen Werte in Wasserschutzgebieten lagen 1994 über 45 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ /ha, ca. 33 % sogar über dem Grenzwert von 90 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ /ha. Mit Konsequenzen nach den Bestimmungen der SächsSchAVO (§ 6, Abs.4: Versagung des Ausgleiches bei Überschreiten des $\text{NO}_3\text{-N}$ - Grenzwertes im Herbst), die erst zum 1.1.1997 in Kraft treten, muß jedoch erst dann gerechnet werden, wenn ein noch zu bestimmender Toleranzwert überschritten wird.

Abb. 5:

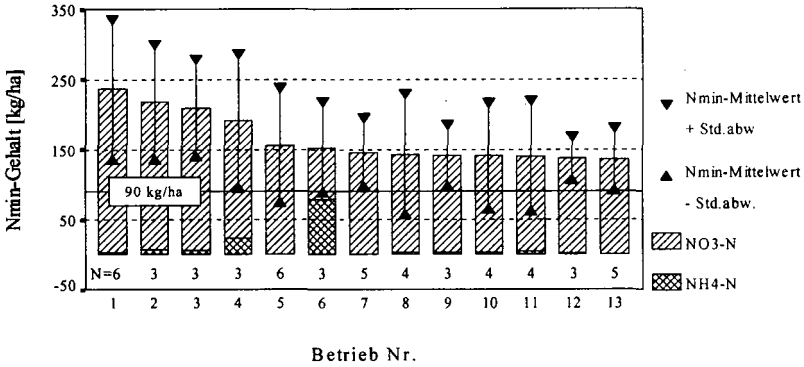
$\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte Herbst in Wasserschutzgebieten



Eine Zusammenfassung der $\text{NO}_3\text{-N}$ - Ergebnisse von Bodenuntersuchungen einzelner Schläge nach landwirtschaftlichen Betrieben (Abb. 6) für 1994 zeigt, daß sich mit Hilfe einer einfachen statistischen Analyse Betriebe herausfinden lassen, deren beprobte Flächen durch hohe mittlere N-Gehalte im Boden auffallen und für die insgesamt ein hoher Beratungsbedarf besteht.

Flächen, die nach dem Förderprogramm "Umweltgerechte Landwirtschaft" (UL) bewirtschaftet werden, zeigen bereits nach einem Jahr einen z. T. deutlich abgestuften $\text{NO}_3\text{-N}$ - Gehalt (Abb. 7). Ökologische wirtschaftende Betriebe besitzen dabei wiederum die niedrigsten Werte zu Vegetationsende. Der Abstand zu den "UL"- Betrieben hat sich jedoch verringert.

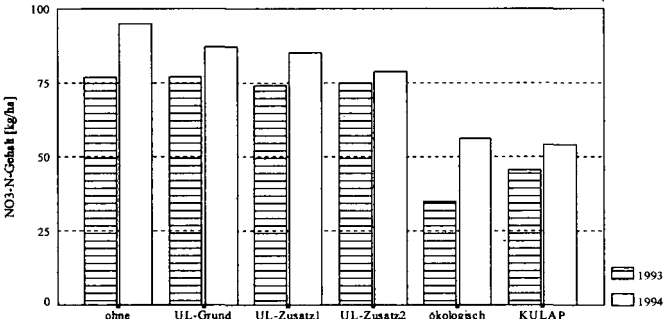
Abb.6: $\text{NO}_3\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ - Mittelwerte von Böden, zusammengefaßt für landwirtschaftliche Betriebe, Herbst 94



N- Gehalte und Standardabweichung von Betrieben

mit $n \geq 3$ und $s < 66\%$ vom Mittelwert

Abb. 7: $\text{NO}_3\text{-N}$ - Gehalte nach unterschiedlichen Förderstufen des Programms "UL"



Zu einer deutlichen Verringerung der N- Gehalte können bestimmte bewirtschaftungstechnische Maßnahmen beitragen, die erst nach der Ernte einsetzen, nämlich Bodenbearbeitung, Düngungsmaßnahmen und Anbau einer Folgekultur bzw. Zwischenfrucht.

Auf den positiven Einfluß von bodenschonenden Maßnahmen nach der Ernte auf den Nitratgehalt im Herbst wurde schon wiederholt hingewiesen. Die Ergebnisse des Jahres 1994 bestätigen diese Erkenntnisse erneut. Die effektive Nutzung des ausgebrachten Düngers sowie die Art der angebauten Folgekultur kann ebenfalls zu einer deutlichen Reduktion des $\text{NO}_3\text{-N}$ - Gehaltes führen.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß der Nitrat- Gehalte im Herbst mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die besonderen Witterungsverhältnisse zwischen September und Dezember 1994 zurückzuführen ist. Dies zeigt sich auch an der Erhöhung der Werte im ökologischen Landbau. Die Ergebnisse widersprechen nicht einem langfristigen fallenden Trend.

Gleichzeitig muß darauf hingewiesen, daß z.Z. noch viele Möglichkeiten zur Reduzierung der Nitratgehalte nicht oder nur unzureichend ausgeschöpft wurden. Eine konsequentere Einhaltung von entsprechenden Maßnahmen, wie sie z.B. in der SächsSchAVO festgelegt wurden, sollte deswegen vorrangiges Ziel der Beratung unserer Landwirte werden.

Die ausführlichen Untersuchungsergebnisse enthält der vom Fachbereich herausgegebene "Nitratbericht 1994/95."

Wasserhaushalt und räumliche Verteilung von N_{\min} -Gehalten auf Grundmoränenstandorte mit Reliefeinfluß

von

Kofalk, S.*; Wessolek, G.**

1. Einleitung

Die Kalkulation der N-Düngung und die Abschätzung der N-Verlagerung durch das Sickerwasser sind im Nordosten Deutschlands aufgrund heterogener Bodenverhältnisse der Grundmoränenstandorte mit großen Unsicherheiten verbunden.

Neben unterschiedlichen Bodeneigenschaften üben zusätzlich die Relieffaktoren (Hangneigung, -position und die Exposition) einen großen Einfluß auf den Wasser- und N-Umsatz aus. In diesem Beitrag werden die Auswirkungen auf die N_{\min} -Vorräte und verschiedene Parameter des Wasserhaushaltes dargestellt.

2. Standort

Es handelt sich um eine landwirtschaftlich genutzte Fläche auf einem typischen Standort der kuppigen Grundmoräne, entstanden im Pommerschen Stadium des Weichsel-Glazials. Infolge der ackerbaulichen Tätigkeit ist es zu starken Erosionserscheinungen gekommen, die dazu geführt haben, daß die ursprünglich auf dem Geschiebemergel entwickelten Parabraunerden weitgehend abgetragen wurden. Auf den Kuppen und Oberhängen sind nur stellenweise Reste der lehmigen Bt-Horizonte verblieben und hauptsächlich Pararendzinen anzutreffen. Hangabwärts sind die erodierten Parabraunerden zunehmend von den eher sandigen Kolluvien bedeckt, die am Hangfuß bis zu 1,8 m mächtig sein können und z. T. fossile fAh-Horizonte bedecken. Die dargestellten Bodentypen und Substrate bilden ein wechselnd dichtes Mosaik, das außerdem von unterschiedlichen Hangneigungen und -längen beeinflusst wird. Ferner sind intensive Pseudovergleyungen typisch für die dortigen Grundmoränenstandorte. In Tabelle 1 sind einige bodenkundliche Parameter zusammengestellt.

3. Methodik

Der Aspekt der Variabilität steht im Vordergrund der Untersuchungen. Beginnend mit einem Rapsbestand im Winter 1992, der Ende März 1993 mit 80 kg N/ha gedüngt wurde, lag die untersuchte Fläche bis zum Frühjahr 1994 brach (Grünbrache).

Zu verschiedenen Terminen wurden catenenorientierte N_{\min} -Beprobungen durchgeführt. Dabei wurden jeweils die Positionen Hangfuß, Unterhang, Mittelhang und Kuppe mit je 9 Einstichen beprobt und bodenkundliche Profilaufnahmen vorgenommen. Die NO_3^- - und NH_4^+ -Gehalte wurden nach

* Inst. f. Ökologie und Biologie, FG Standortkunde und Bodenschutz, TU Berlin, Salzufer 12, 10587 Berlin

** Inst. f. Bodenkunde und Pflanzenernährung d. Martin-Luther-Universität, Weidenplan 14, 06108 Halle

Tab. 1: Bodenkundliche Eigenschaften des Hangstandortes (Hanglänge 100 m)

Hangposition	Hauptbodentyp	Bodenarten	W _{eff.} Median (Spanne)	nFK _{We} Median (Spanne)	FK _{We} Median (Spanne)	Humusmenge	Dominierendes Stoffverlagerungsverhalten
			(dm)	(mm)	(mm)	kg/ m ² * 9 dm	
Kuppe	Pararendzina	Ls3	8 (8-9)	129 (120-151)	257 (251-294)	5.4	Austrag
Mittelhang	erodierte Parabraunerde	Ls3-Lts	6 (6-8)	93 (92-135)	191 (190-261)	5.7	Austrag/ Transport
Unterhang	Kolluvium über erodierter Parabraunerde	Sl3-Sl4 über Ls3, Lts	8 (6-9)	145 (98-151)	255 (181-294)	6.2	Eintrag/ Transportpos.
Hangfuß	Pseudogley-Kolluvium	Su2-Sl3	8 (7-9)	136 (116-175)	241 (180-294)	9.4	Eintrag

Extraktion mit 0.1 M KCl in einer Fließinjektions-Anlage photometrisch bestimmt.

Eine detaillierte bodenkundliche Kartierung sowie bodenphysikalische Untersuchungen (Wasserhaushaltsparameter Psi und Theta im Gelände, Korngrößenanalyse, Lagerungsdichte, Corg., nFK, FK (Helming 1994)) dienen der Übertragung der an zahlreichen Standorten erhobenen Daten auf einen größeren Landschaftsausschnitt. Zur Abschätzung der räumlichen Variabilität der Sickerwasserspende, und damit der potentiellen N-Verlagerung, wurden Simulationsberechnungen mit Hilfe eines Wasserhaushaltsmodells (Wessolek 1992) durchgeführt.

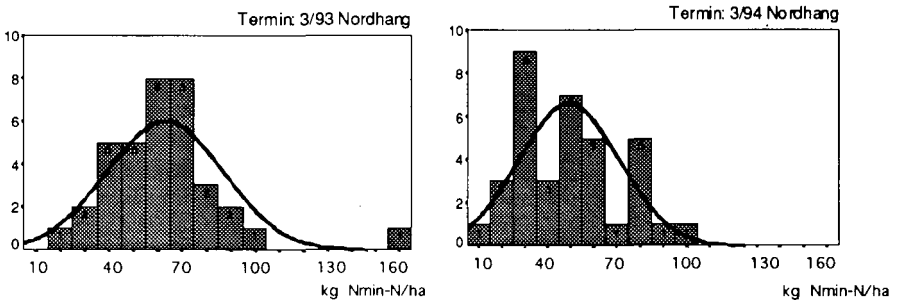
Die Ergebnisse lassen Schlüsse auf die räumlichen Verteilungsmuster und die Variabilität von Nmin-Gehalten und Wasserhaushaltsparametern des Standortes zu.

4. Ergebnisse

Die Abbildung 1 zeigt beispielhaft die Häufigkeitsverteilung von Nmin-Gehalten (0-90 cm) zweier Beprobungstermine an allen Hangpositionen. Zur Kennzeichnung der Verteilung der Werte und als Test auf Normalverteilung wurden Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstests (Sachs 1992) als parameterfreies Verfahren gewählt und die kennzeichnenden Werte in Tabelle 2 aufgeführt.

Der Grad der Anpassung an die entsprechenden Normalverteilungen ist nicht besonders groß. Er läßt den Schluß zu, daß innerhalb der beprobten Hangpositionen Unterschiede in der Höhe der Nmin-

Abb. 1: Häufigkeitsverteilungen zweier Frühjahrstermine (n=36)



Vorräte bestehen. Es bleibt die Frage, ob diese auch statistisch signifikant sind.

In der Abbildung 2 sind die Mediane (9 Werte je Hangposition) zweier Beprobungstermine sowie die 25% und 75% Perzentile zu sehen. Im unteren Teil der Abbildung sind signifikante Unterschiede zwischen den Positionen jeweils mit einem "x" gekennzeichnet. Analysiert wurden die Daten mit dem

Tab. 2: Nmin-Vorräte (0-90 cm) kg Nmin/ha

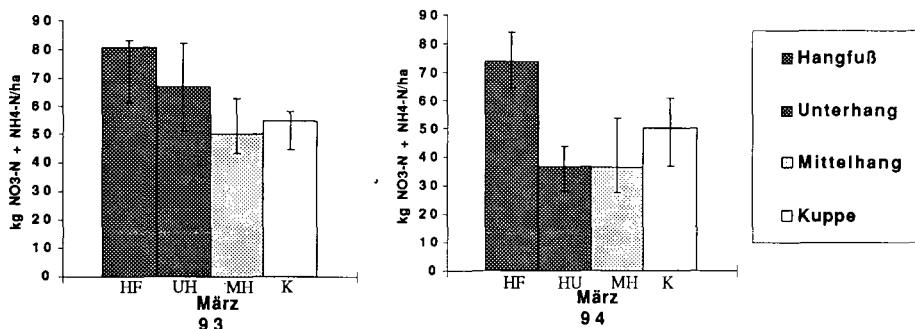
Kolmogorov-Smirnov-Test auf Normalverteilung und statistische Parameter (n=36)

Termin	Mittelwert	Median	Standardabweichung	Variationskoeffizient	Min.	Max.	Spanne	Kolmogorov - Smirnov Z	P (2-seitig)
März 93	63.1	60.4	23.8	37.8	24.4	158.6	134.3	0.87	0.439
März 94	49.2	50.7	21.7	44.1	14.7	95.1	80.4	0.74	0.646

U-Test von Mann und Whitney und ein Signifikanzniveau von 0.05 gewählt.

Die Betrachtung der ermittelten Nmin-Vorräte an den einzelnen Hangpositionen zeigt zum einen, daß die Werte innerhalb der Positionen recht großen Schwankungen unterliegen, zum anderen aber, daß eine Geländeabhängigkeit zwischen ihnen nachgewiesen werden kann: Die Mediane des Nmin-Vorrates der Hangfuß-Position sind signifikant höher als die der Hangmitte und der Kuppe. Im Frühjahr 1994 unterscheidet sich auch die Unterhang-Position vom Hangfuß. Unterhang- und Mittelhang-

Abb. Nr. 2: Nmin-Vorräte (0-90 cm) an verschiedenen Hangpositionen im Frühjahr 1993 und 1994



position befinden sich meistens auf ähnlichem Niveau. Der Hangfuß weist durchschnittlich höhere Werte als die anderen Positionen auf.

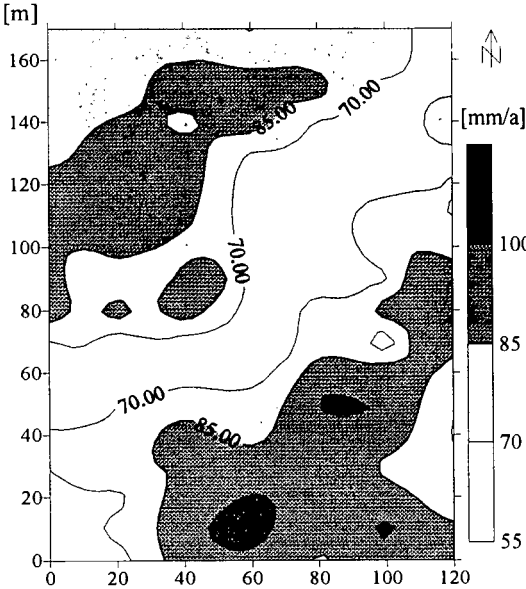
Als nächster Aspekt sollen Ergebnisse zu Wasserhaushaltsparametern präsentiert werden. Untersucht wurde ein größeres Gebiet des Schlages, auf dem alle bisher erwähnten Landschaftseinheiten enthalten sind.

Der folgenden Abbildung 3 liegen Daten einer engmaschigen Rasterkartierung (120 Punkte) (Körper und Ohm 1995) sowie an einzelnen Punkten erhobene bodenphysikalische Messungen zugrunde. Zur Ermittlung der Versickerungsmenge an allen Punkten wurden mit Hilfe eines Wasserhaushaltsmodells (Wessolek 1992) Simulationen mit Klimadaten der Jahre 1987 bis 1994 durchgeführt.

Die räumlich differenzierten Mengen lassen Strukturen erkennen, die zu den beschriebenen Mustern passen. Vom nordöstlichen zum südwestlichen Bereich des Gebietes erstreckt sich eine Tiefenlinie, die mit Kolluvien verfüllt, der Hangfußposition entspricht. Sie weist geringere Versickerungsmengen auf (55-70 mm, helle Bereiche), als die sich in beiden Richtungen anschließenden Unterhang- und Mittelhangpositionen (70-100 mm, dunklere Schattierung). Zusätzlich wurden erste Messungen zum Hangwasserhaushalt durchgeführt, wobei sich Unterschiede im Hangaufbau und das Relief (Exposition und Hangneigung) sich deutlich in der Höhe der realen Evapotranspiration niederschlagen (Gross, Wessolek und Renger 1995). Die Exposition wirkt sich durch verschiedene Einstrahlungsbedingungen in einer Differenz der jährlichen Versickerung von in diesem Fall bis zu ca. 20 mm bei einer Hangposi-

Datenanalyse n. Mann & Whitney							
3/93	Hu	Hm	K	3/94	Hu	Hm	K
F		x	x	F	x	x	x
Hu				Hu			
Hm				Hm			

Abb.3: Versickerung (mm/a) in einem normalen Jahr (1990/91)



tion und bei vergleichbaren Bodeneigenschaften aus (Nordhang > Ebene > Südhang).

5. Interpretation

Der Wasserhaushalt des Standortes als Parameter der Stickstoffverlagerung weist ähnliche räumliche Strukturen auf wie die bodenphysikalischen Standortverhältnisse und trägt zu der beobachteten Differenzierung bei. Bei der Kalkulation der Sickerwasserspense können die Differenzen zwischen den Hangabschnitten ca. 30% zum Mittelwert betragen. Expositionsunterschiede können Änderungen der realen Evapotranspiration von ca. 20% bewirken. Es zeichnet sich ab, daß die Nmin-Vorräte sich räumlich differenzieren lassen: Am Hangfuß sind die Werte durchschnittlich ca. 20-30% niedriger als am Mittel- oder Unterhang. Die Ursachen könnten neben der Einwaschung aus höher gelegenen Bereichen in der

Humusmenge und damit im Mineralisationspotential liegen. Für die Kalkulation einer optimalen Düngung läßt sich daraus ableiten, daß in den Hangfußbereichen die Aufwandmenge um den entsprechenden Betrag gesenkt werden sollten. Auf diese Weise ließen sich auch potentielle Stickstoff-Belastungen angrenzender Sölle minimieren.

Danksagung. An dieser Stelle sei Herrn Prof. Dr. H.-R. Bork (ZALF, Müncheberg) herzlich für die Möglichkeit der Nutzung des Labors gedankt.

6. Literatur

- Gross, J., G. Wessolek und M. Renger (1995): Vergleichende Untersuchungen zur Regionalisierung des Bodenwasserhaushalts bei unterschiedlichen Nutzungen, Reliefbedingungen und Maßstäben. 4. Zwischenbericht DFG Forschungsvorhaben Regionalisierung in der Hydrologie. Inst. f. Ökologie, FG Bodenkunde, TU Berlin.
- Helming, K. (1994): Übersicht über das Forschungsprojekt Bölkendorf: Eigenschaften und Funktionen eines ackerbaulich genutzten Binneneinzugsgebietes in der "Agrarlandschaft Chorin". ZALF-Bericht 14, 107-114.
- Körper, G. und B. Ohm (1995): Bodenkundliche Kartierung Bölkendorf. Diplomkartierung,, FB Geowissenschaften, FÜ Berlin.
- Sachs, L. (1992): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. 7. Aufl., Springer, Berlin.
- Wessolek, G., R. König und M. Renger (1992): Entwicklung und Anwendung von Wasserhaushalts- und Photosynthesemodellen für Hangstandorte. Bodenökologie und Bodengeneese, 8. FG Bodenkunde, TU Berlin.

Netto-C, N-, P-, S-Immobilisation und -Mineralisation vor dem Hintergrund der Optimierung von Bodenfruchtbarkeit und Düngung sowie des Bodenschutzes

von

Isermann, K.; Isermann, R.*

1. EINLEITUNG

Immobilisation und Mineralisation betreffend die Nährstoffe C, N, P und S als Hauptbestandteile der organischen Substanz sind wichtige Teilprozesse des Nährstoffhaushaltes und somit wesentliche Bestandteile entsprechender Nährstoffbilanzen von Böden und Ökosystemen. Im Bereich der Landwirtschaft geht man gegenwärtig häufig von einem Fließgleichgewicht beider Teilprozesse aus (z.B. Hege 1995, Breitschuh u. Eckert 1994), so daß Immobilisation sowie Mineralisation sich gegenseitig aufheben und "sich somit einfacher bilanzieren läßt". Dieser Sachverhalt stellt aber einen Ausnahmefall dar, der in Wirklichkeit quantitativ weder räumlich noch zeitlich kaum gegeben war und ist: Langfristig betriebene Anreicherung (Nettoimmobilisation) landwirtschaftlich genutzter Böden mit C, N, und P mit der bisherigen Zielsetzung der "Steigerung und Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit" sowie ebensolche Anreicherungen sowohl landwirtschaftlich als auch forstwirtschaftlich genutzter Böden durch unerwünschte und in der Landwirtschaft kaum beachtete atmosphärische N- und S-Einträge bewirken an vielen Standorten auch Deutschlands eine entsprechende Hypertrophie dieser Böden in der Landwirtschaft u.a. erkenntlich an den während ca. 50 Jahren 2-3fach erhöhten Erträgen auf den entsprechend ungedüngten Parzellen von Dauerversuchen. Rasche C-, N-, P-, S-Eintragsminderungen durch entsprechend verringerte mineralische und / oder organische (z.B. 60%ige Reduktion der Viehbestände in den NBL 1989/92) Düngung, aber auch durch ebensolche Minderungen der atmosphärischen S-Einträge sowie durch abrupte Landnutzungsänderungen (z.B. Flächenstillegungen) lösen nun bei dementsprechend durch Hypertrophie disponierten Böden die Nettomineralisation aus, d.h. den raschen Übergang von der Senken- zur Quellenfunktion und somit im Übermaß (un-)mittelbar Emissionen an reaktiven Verbindungen der Nährstoffe C [z.B.: CO_x, VOC (einschl. CH₄), COS, DOC], N [z. B.: NO₃⁻, NH₄⁺, lösl. org. N, N₂O, NO_x, NH₃, (N₂)_g], P [z.B. H₂PO₄^{X-}, lösl. org. P] und S [z.B.: SO₄²⁻, SO_x, H₂S, COS]. Nachfolgend werden das Ausmaß dieser C-, N-, P-, S-Nettomineralisation, daraus gezogenen Schlußfolgerungen, ursachenorientierte Lösungsansätze sowie Handlungs- und Forschungsbedarf aufgezeigt

2. MATERIAL UND METHODEN

Die **Netto-Immobilisation (-Anreicherung)** bzw. **Netto-Mineralisation (-Anlieferung)** von Nährstoffen (z.B. N) des Bodenfonds ergeben sich allgemein für einen definierten Zeitraum (z.B. Vegetationsbeginn bis Ernte) aus der negativen bzw. positiven Differenz zwischen Nährstoff- (z.B. N-) Aufnahme des Pflanzenbestandes (≠ Entzug mit der Ernte) zuzüglich aller Nährstoff-Verluste = Emissionen (z.B. beim N durch (De-)Nitrifikation, NH₃-Volatilisation, Auswaschung sowie Erosion und Oberflächenabfluß) und abzüglich aller Nährstoff-Zufuhren (z.B. Düngung, atmosphärische N-Einträge, biologische N-Bindung) mit Ausnahme jener Nährstoffanreicherung bzw. -anlieferung aus dem Bodenfond (z.B. abzgl. N_{min} im Frühjahr minus N_{min} bei Ernte). Auch hier werden -nicht immer statthaft - einzelne Problemparameter vernachlässigt (z.B. Auswaschung) oder "zu Null verrechnet" (z.B. atmosphärischer N-Eintrag gegen Denitrifikation), so daß sich vereinfacht und beispielhaft ergibt (Scharpf u. Weier 1991, Engels u. Kuhlmann 1993):

$$\begin{aligned} & \text{N-Nettomineralisation von Vegetationsbeginn bis Ernte} \\ & = \text{N-Aufnahme des Pflanzenbestandes} - (\text{N-Angebot aus } N_{\text{min}} + \text{N-Düngung}) \\ & = \text{N-Aufnahme} - [(N_{\text{min-Frühjahr}} - N_{\text{min-Ernte}}) + \text{N-Düngung}] \end{aligned}$$

In der Praxis ergibt sich somit im betrachteten Zeitabschnitt die Netto-Mineralisation (-Nachlieferung) aus der Differenz von Mineralisation und Immobilisation auf ungedüngten Böden. -Bei den hier dargestellten Untersuchungen handelt es sich (nahezu) ausschließlich um landwirtschaftlich genutzte Böden (s. Tab. 1 und 2).

Tab. 1: N-Nettomineralisation und ausgewiesene bedeutsame N-Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland (1986/94) [Isermann u. Isermann 1996]

Autoren	a) Standorte b) Jahre c) Kulturarten d) Bodentiefe (cm)	N-Nettomineralisation (kg N/ha a bzw. t)	Ausgewiesene bedeutsame N-Emission (kg N/ha a bzw. t)
1. Isermann (1990 bzw. 1994)	a) BRD bzw. Deutschl. b) 1986 bzw. 1991/92 c) alle d) 0-90	-47 bzw. -13	NH ₃ -Volat.: 44 bzw. 37 Denitrifik. :ca.25 bzw. 40 Ausw., Oberfl. etc: 51 bzw 55
2. Nieder et al. (1993 bzw. 1995)	a) Süd-Niedersachsen b) 67-72/91 bzw. 70/90 c) Getr., Mais, Kartoffeln d) 0-26 7 0-36	-100 / -65 bzw. -45	Auswaschung
3. Engels u. Kuhlmann (1993)	a) Norddeutschland b) 1988 / 90 c) Getreide / Zuckerrüben d) 0-90	N _o / N _{opt} / N _{max} WW: 70 / -7 / -66 ZR: 160 / 149 / 0	Auswaschung: 4 bis 132
4. Schulz (1994)	a) [China] b) 1984/93 c) Winterweizen / Mais d) 0-30	P _o / P _{opt} / P _{max} N _{opt} : 25 / 60 / 160 N _{max} : 0 / -60 / -120	k. A.
5. Hoffmann et al. (1996)	a) Süd-Niedersachsen b) 1993/94 (April - Okt.) c) Zuckerrüben d) 0-30 bzw. 0-90	120 bis 158 bzw. 67 bis 126	Auswaschung
6. Springob u. Mohnke (1995)	a) Fuhrberger Feld (NS) b) Winter 91 / 92 c) Getr.Mais,Kart.,Brache d) 0-30 (Ap)	6 bis 40 (Dez.-Feb.)	Auswaschung: 20 bis 140
7. Cramer (1991)	a) Schleswig-Holstein b) Winter 91/92 c) Getreide, Raps d) 0-35	20 bis 160	k. A. (Auswaschung)
8. Schimming et al. (1995)	a) Kiel / Schleswig-Holst. b) 1989 / 91 c) Mais,H. / Senf,FR/WR d) 0-30	65 bis 226	Auswaschung: 45 bis 105
9. Ortseifen (1993)	a) W.-münsterl. (NRW) b) 1992 c) Triticale d) 0-90	N _o : 46 bis 159 N ₁ / N ₂ : -32 bis 124 (März-November)	Auswaschung: 21 (Einzugsgebiet Frischhofbach)
10. Kersebaum et al. (1984) und Isermann (1995)	a) Nordostdeutschland b) 1989 bzw. 1992 c) Ackerbau u. Grünland d) 0-90	1989: -15 1992: 11	NH ₃ -Volat. :35 bzw. 17 Denitrifik. :28 bzw. 26 Auswaschung : 50 bzw. 37
11. Stahr et al. (1992/95) Rohde (1992)	a) Kraichgau (BW) b) 1987 / 92 c) Getreide/ Hackfrucht d) 0-30, 30-60	0-30 : 135 } 30-60: 42 } 177(280)	Auswaschung: 130
12. Jacob (1991) Ryoo (1994) Kretzschmar(1994) Stahr (1995) Elsäßer (1995)	a) Würt. Allgäu b) 1991 / 93 c) Dauergrünland (Schnittnutzung) d) 0-90	300 ¹⁾ 40 bis100 100 50 bis 430 96 bis 287 ¹⁾	NH ₃ -Volat. : ca. 80 Denitrifikation : 20 Auswaschung: 10 (20 bis 156)
13. van der Ploeg et al. (1995)	a) Allgemein: Modell b) Mai / Okt. u. Nov. / Apr c) ZR + SW + WG d) 0-90	ZR: 91+17 = 108 SW: 44+11 = 55 WG: 32+31 = 63 O : 55 + 20 = 75	Auswasch. (Nov.- April): 5 bis 46

¹⁾ einschließlich N-Deposition und N-Fixierung ==> N-Anlieferung des Standortes

3. ERGEBNISSE

3.1 STICKSTOFF

Aus der **Tab. 1** geht aus eigenen Ergebnissen sowie aus solchen zahlreicher anderer Autoren die N-Nettomineralisation sowie entsprechende ausgewiesene bedeutsame N-Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland (1986/94) hervor

Tab. 1.

Deutlich wird zunächst die gesamthaft in der BRD/Deutschland bis 1991/92 (Pos. 1) bzw. in Nordostdeutschland bis 1989 (Pos. 10) und einzelbetrieblich in Süd-Niedersachsen (Pos. 2) mit abnehmender Tendenz noch fortwährende ausgewiesene und durch Krumenvertiefung bewirkte Netto-N-Immobilisation von 45 bis 65 kg N/ha a. - Aber ebenso deutlich wird die inzwischen in weiten Teilen Deutschlands - sowohl auf ackerbaulich (Pos. 3, 5-11, 13) als auch grünlandwirtschaftlich (Pos.12) genutzten Böden mit 6 bis 430 kg N/ha a inzwischen viel bedeutsamere Netto-N-Mineralisation nicht nur während der Vegetationszeit, sondern -noch viel problematischer- auch nach der Ernte über Herbst/Winter bis zum Beginn der Vegetationszeit im nächsten Frühjahr (Pos. 6, 7, 13). Hierbei reichen eine Netto-Mineralisation von 20 und eine atmosphärische N-Deposition von 15 kg N/ha und Winterhalbjahr alleine schon aus, um bei geringer Feldkapazität von $\Theta = 0,1-0,2 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ den Sanierungszielwert von $25 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ im Sickerwasser zu überschreiten (van der Ploeg et al. 1995). Diese N-Nettomineralisation auch nur während der Vegetationszeit übertrifft häufig schon alleine die Netto-N-Entzüge mit den Ernten und gestaltet gemeinsam mit den in der Landwirtschaft bisher nicht beachteten bzw. unterschätzten zusätzlichen N-Einträgen durch atmosphärische Deposition und biologische N-Bindung die gesamthaft 3 bis 4fach zu hohen Emissionen des N in die Hydro- und Atmosphäre als "Turbolader" des Bewirtschaftungssystems maßgeblich mit (Isermann und Isermann 1996 a+b). So wird z.B. im LAWA-Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit Nitrat (1995) sowohl allgemein als auch speziell z.B. in Hessen nunmehr die N-Nettomineralisation landwirtschaftlich (und forstwirtschaftlich) genutzter Böden als wesentlicher Faktor bei der Nitrat-Anreicherung im Grundwasser angesehen. Unter Einschluss dieser N-Nettomineralisation war der N-Überschuß z.B. der deutschen Landwirtschaft nicht trotz, sondern u.a. wegen vermindertem Mineraldüngern-Einsatzes im Zeitraum 1986 bis 1995 noch nie so hoch wie heute (1996) (Isermann und Isermann 1996 a und b). Wesentliche Einflußgrößen sind hierbei u.a. Ton- und Humusgehalt, Glühverlust, Trockenlagerungsdichte, pH, org. N, C/N-Verhältnis, Bodentemperatur und -feuchte, Mineralisationsrate, Ammonifikationsleistung, Bodenatmung, (mikrobielle) Biomasse-Konzentration und -Aktivität (Rohde 1990). Nach Scharpf und Weier (1991) hängt die N-Nettomineralisation bei gleicher Temperatur im ersten Ansatz nur von der Zeit ab, die N-Nettoimmobilisation zusätzlich von der Höhe des N- (und -P) Gehaltes der Böden. Damit wird verständlich, warum die N-Nettomineralisation mit steigendem N-Angebot (Pos. 3) und mangelnder P-Versorgung (Pos. 4) zurückgeht und warum Kulturen mit langer Vegetationszeit im Sommer (z.B. Hackfrüchte, Grünland, Forst) eine viel höhere N-Nettomineralisation aufweisen als Kurzkulturen (Pos. 3, 5, 9, 11, 12).

3.2 SCHWEFEL

Entsprechende Ergebnisse gehen aus der Tab. 2 hervor

Tab. 2.

Hier gelten grundsätzlich dieselben Gesetzmäßigkeiten wie beim Stickstoff: Bis ca. 1985 waren die landwirtschaftlich genutzten Böden- wie auch heute noch die forstwirtschaftlich genutzten Böden (Pos. 5) - unter dem Einfluß hoher atmosphärischer S-Einträge geprägt durch S-Nettoimmobilisation von ca. 20 kg S/ha a, ab ca. 1990 hingegen im Zuge drastisch verminderter atmosphärischer S-Deposition von einer S-Mineralisation ungefähr im selben Ausmaß, welche nahezu gänzlich der SO_4^{2-} -S-Auswaschung unterliegt (Pos. 1 bis 5). Vornehmlich zusätzlich durch S-Düngung und durch SO_4^{2-} -haltiges Beregnungswasser noch höher belastete Gemüsestandorte zeigen mit 41 bis 72 kg S/ha Vegetationszeit noch höhere S-Nettomineralisationsraten (Pos. 6), so daß diese Standorte (wie z.B. weite Bereiche des Oberrheintales) hinsichtlich der SO_4^{2-} -Konzentrationen mit der TVO (max. 240 mg/l) in Konflikt geraten.

Tab. 2: S-Nettomineralisation und ausgewiesene bedeutsame S-Auswaschung landwirtschaftlich genutzter Böden u.a. in Deutschland (1988 / 90) [Isermann und Isermann 1996]

Autoren	a) Standorte b) Jahre c) Kulturarten	a) Bodentypen b) Bodenarten c) Bodentiefen	S-Nettomineralisation (kg S / ha · a bzw. t)	Ausgewiesene bedeutsame S-Auswaschung (kg S / ha · a bzw. t)
1. Isermann (1996)	a) BRD b) 1958 / 78 / 89-90 c) Ackerland u. Grünland	a) k.A. b) k.A. c) 0 - 90	1958: -18 1978: -22 1989/90: 20	1958: 30 1978: 35 1989/90: 51
2. Andersen (1992)	a) Dänemark b) 1967 / 70-75 / 89 c) Ackerland u. Grünland	a) k. A. b) k. A. c) 0 - 30	1967 : -25 1970/75: -6 1989: 16	1989: 16
3. Bristow and Garwood (1984)	a) GB b) 1984 c) Ackerland	a) k. A. b) k. A. c) 0 - 30	4	k. A.
4. Peters und Blume (1989)	a) Schleswig-Holstein b) 1986/87 c) Ackerbau d) Forstwirtschaft	a) Parabraunerde, Podsol b) S, L c) 0 - 90	Acker: 3 bis 19 Forst: -4 bis -24	Acker: 18 bis 26 Forst: 16 bis 19
5. Mansfeld u. Blume (1992)	a) Schleswig-Holstein b) 1990 / 91 c) Natur, Wald, Acker, Weide	a) Kalkmarsch b) Braunerde c) 0 - 90	Kalkmarsch: a) Natur: 33 b) Acker 13 Braunerden: a) Wald: 7 b) Acker 7 c) Weide: 8	k. A.
6. Preuschoff et al. (1992/95)	a) Niedersachsen b) 1989 / 90 c) Weißkohl	a) Luvisol b) Loß c) 0 - 90	April / Sept.: S ₀ : 41 bis 68 S ₁ : 68 S ₂ : 18 bis 47 (+ Berechnung: 72)	Okt. / April: S ₀ : 63 (Max: 180 mg SO ₄ ²⁻ / l) ¹⁾ S ₂ : 144 (Max: 325 mg SO ₄ ²⁻ / l) ¹⁾

¹⁾ Vgl.: TVO - Grenzwert: 240 mg SO₄²⁻ / l

3.3 KOHLENSTOFF Die aus der mikrobiellen Boden(Basal-)atmung von Huminstoffen herrührende C-Nettomineralisation kann aus der entsprechenden N-Nettomineralisation und aus dem C/N-Verhältnis abgeleitet werden. Stahr (1995) ermittelte so z.B. am Grünlandstandort Siggen (Württ. Allgäu) eine C-Nettomineralisation von 2200 bis 3800 kg C/ha · a. Ausgehend von einer durchschnittlichen N-Nettomineralisation von 75 kg N/ha · a und einem C/N-Verhältnis von 15/1 würde sich mit 1125 kg C/ha · a so alleine für die Rest-LF (10,5 Mio. ha) der ABL von 1990 eine C-Nettomineralisation von 11,8 Mio. t C/a entspr. 43 Mio. t CO₂/a ergeben, was dem 1,3fachen der Freisetzung von 9 Mio t C/a entspr. 33 Mio t CO₂/a herrührend aus den dort bis dahin von der Landwirtschaft auf 1,3 Mio. ha LF betriebenen Grünlandumbrüchen und Niedermoorentwässerungen entspräche(Isermann 1993). Verglichen mit den energiebedingten Emissionen von 705 Mio.t CO₂/a (100%) entsprächen also dann die CO₂-Emissionen der Landwirtschaft der ABL (1990) mit 43+33=76 Mio. t CO₂/a ca. 6+5=11% der energiebedingten CO₂-Emissionen. Somit wäre mittelfristig das gesamte CO₂-Einsparungspotential der Landwirtschaft Deutschlands durch Anbau von Energiepflanzen von 60-100 Mio. t CO₂/a zunichte.

3.4 PHOSPHOR Hier liegen den Autoren bzgl. dieser Thematik keine Erkenntnisse vor.

4. SCHLUßFOLGERUNGEN / LÖSUNGSANSÄTZE/ HANDLUNGS-/ FORSCHUNGSBEDARF

Mit C, N, P und S hypertrophierte Böden der Landwirtschaft auch Deutschlands tragen unter dem Einfluß ihrer regional unterschiedlichen nicht beherrschten Altlast der Nettomineralisation im Übermaß zu weiterhin erhöhten und um 3-4fach zu hohen C-, N-, P-, S-Emissionen in Hydro- und Atmosphäre bei. Vor dem Hintergrund nicht einer bisher betriebenen Maximierung, sondern einer nunmehr angestrebten **nachhaltigen Optimierung der Bodenfruchtbarkeit und Düngung**, besteht nicht zuletzt auch im Sinne des **nachhaltigen Bodenschutzes** dringender **Handlungs- und Forschungsbedarf**: 1. in der Ausweisung einer "Erhaltungsklasse C (critical level)" auch hinsichtlich der Nährstoffe C, N und S unter Berücksichtigung eines optimalen standortgerechten Humuszustandes (Form, Gehalt, Qualität und Mächtigkeit); 2. in der Einbeziehung auch tolerierbarer Netto-Immobilisation und -Mineralisation in die C-, N-, P- und S-Bilanz zur Biomasse-Gewinnung genutzter Böden sowie von Agrar- und Forstökosystemen.

· **LITERATUR:** kann bei den Autoren angefordert werden.

Digitale Bodenbelastungskarten

von

Bluhm, M.¹; Reinirkens, P.²

Einführung

Digitale Bodenbelastungskarten werden als graphische Anwendungen des Bodeninformationssystems (BIS) NRW entwickelt. Sie sollen die Verbreitung von potentiellen Schadstoffen in Oberböden naturnaher Nutzungen im Maßstab 1:50.000 flächenbezogen darstellen. Gleichzeitig ist die entwickelte Methode zur ihrer Erstellung auch eine Empfehlung zur Vorgehensweise bei Untersuchungen von Bodenbelastungen, die auch:

- ⇒ eine Methode zur Auswahl repräsentativer Probenahmeorte,
- ⇒ Hinweise zur Berücksichtigung vorliegender raumbezogener Vorinformationen (Bodenkarte, ATKIS, Überschwemmungsgebiete, Altlasten),
- ⇒ Methoden zur Probenahme, Probenaufbereitung und analytischen Bestimmung einschließlich der zu untersuchenden Bodenparameter und Schadstoffe und
- ⇒ Anleitungen zur Bewertung der Ergebnisse

enthält.

Der Flächenbezug der Bodenbelastungen wird durch die Berücksichtigung der räumlichen Effekte Ausgangssubstrate der Bodenbildung, Überschwemmungen und Nutzungsarten erreicht. Da alle Einzelinformationen am Ende digital bereitstehen, eignen sich digitale Bodenbelastungskarten besonders als Arbeitsgrundlagen für Aufgaben des Bodenschutzes.

Grundlagen

Für die Erstellung der Bodenbelastungskarten ist eine strenge Validierung aller Meta-, Standort- und Stoffdaten von vorhandenen Bodenuntersuchungen unerlässlich. Jede Angabe wird auf ihre Plausibilität geprüft und nur die geeigneten Daten werden selektiert. Statistische Auswertungen dieser Meßdaten dienen zur Aufdeckung der Belastungsursachen. Der Schritt von der Punktkarte zur flächenhaften Schätzung wird rechnerisch vorbereitet und in einem Geographischen Informationssystem durch Einsatz eines geostatistischen Interpolationsverfahren ermöglicht. Dafür wird jedes Einzeldatum entsprechend seiner Nutzung und der Lage im oder außerhalb des Überschwemmungsbereiches mit Korrekturfaktoren multipliziert und auf die Nutzung Grünland außerhalb des Überschwemmungsgebietes angeglichen. Der Einfluß des Ausgangsgesteins der Bodenbildung wird vorher abgezogen. Der auf diese Weise entstandene homogene Datensatz

1 AG Umweltinformatik, Institut für Geoinformatik, Universität Münster, Robert-Koch-Str.26-28, 44148 Münster.

2 Institut für Stadtökologie & Bodenschutz, Forschungs- und Entwicklungszentrum Witten, Universität Witten/Herdecke, Alfred-Herrhausen-Str. 44, 58445 Witten.

kann dann flächenhaft interpoliert werden. Anschließend müssen diese geschätzten Werte mittels Division durch die Korrekturfaktoren bzw. Addition der geologischen Grundgehalte wieder auf die bei jeweiliger Bodeneinheit und Nutzung zu erwartenden Stoffgehalte hochgerechnet werden.

Das Ergebnis bilden mehrere Karten. Neben der Karte der geschätzten flächenhaften Stoffgehalte entsteht eine Karte des Schätzfehlers. Aus der Karte der Stoffgehalte läßt sich durch Anwendung der (regionalen) Hintergrundwerte eine Karte der Bodenbelastung erzeugen. Wird diese mit der Karte der Schätzfehler verschnitten, entsteht eine Karte des weiteren Untersuchungsbedarfes. Aus ihr können die Gebiete mit hohem Untersuchungsbedarf sofort abgelesen und eine zielorientierte Meßnetzplanung vorgenommen werden.

Meßnetzplanung

Die Anlage eines Bodenmeßnetzes zur Feststellung von Stoffgehalten in Böden setzt für das jeweilige Testgebiet eine genaue Analyse der möglichen Belastungsursachen voraus. Dazu bietet es sich an, diese Vorinformationen in einem gestuften Verfahren auszuwerten und in Abhängigkeit von den erreichten Ergebnissen in jeder Stufe festzulegen, in welchem Umfang weitere Bodenuntersuchungen erforderlich sind. Im Idealfall, d.h. wenn in einer Gemeinde oder einem Kreis bereits Bodenuntersuchungen vorgenommen wurden, ist wie folgt vorzugehen:

1. Ermittlung, Validierung und Auswertung der vorhandenen Meßdaten sowie der Vorinformationen zur Erzeugung einer vorläufigen Bodenbelastungskarte für die zu untersuchenden Spurenstoffe. Die Ergebniskarte zum Untersuchungsbedarf bildet die Grundlage für das weitere Vorgehen in der Meßnetzplanung;
2. Meßnetzplanung mit dem Ziel, die in der 1. Stufe erkannten Belastungsursachen für das Testgebiet statistisch abzusichern und gegebenenfalls weitere, bisher nicht untersuchte, mit in die Bodenbelastungskarten aufzunehmen. Gleichzeitig soll die Aussagegenauigkeit in der flächenhaften Interpolation verbessert werden. Dabei wird für den Maßstab 1:50.000 eine Informationsdichte von ca. 1 Meßwert pro DGK5 Blatt des Testgebietes angestrebt. Danach werden die erforderlichen Bodenuntersuchungen durchgeführt. Ihre Ergebnisse dienen zur:
 - Verbesserung der Genauigkeit der Flächeninterpolation im gesamten Testgebiet auf ein vergleichbares und aussagekräftigeres Niveau,
 - Absicherung von zusätzlichen Belastungsursachen, (z.B.: Trennung von Überschwemmungsgebieten nach Flußgebieten);
3. Erstellung der abschließenden Bodenbelastungskarte mit Bewertungen und Hinweisen zur Berücksichtigung von Bodenbelastungen in der Bauleitplanung und zur Gefährdungsabschätzung einzelner Verdachtsflächen.

In der Stufe 1 sind alle Informationen zu den Belastungsursachen auszuwerten, die fall- und testgebietsbezogen um weitere Unterlagen ergänzt werden müssen. Es ist zu klären, welche Stoffe für das Untersuchungsgebiet relevant sind und in ihren Ursachenbeziehungen flächenhaft dargestellt werden sollen. Digitale Bodenbelastungskarten berücksichtigen grundsätzlich die Ursachen: Ausgangsgestein, Überschwemmungen und Nutzungen.

Dafür ist das Vorhandensein der entsprechenden Blätter aus den digitalen Kartenwerken der topographischen Karte 1:25.000 bzw. alternativer digitaler Daten, die reale Flächennutzungen enthalten, der Bodenkarte 1:50.000 und der amtlichen Überschwemmungsgebiete erforderlich. Die Auswertungen dieser Karten sowie bereits vorliegender Meßwerte und der Literatur führen zu den relevanten Nutzungstypen und lithologischen

Einheiten, die als Grundlagenkarten für das Testgebiet erstellt werden müssen. Zur Bestimmung von Ausschlußflächen sollten zusätzlich Karten mit Standorten von Altablagungen und Altlasten vorhanden sein.

Aus den Grundlagenkarten Flächennutzungstypen und Lithologische Einheiten sowie Überschwemmungsgebiete werden durch Verschneidung homogene Raumeinheiten gebildet und ihr Anteil an der Gesamtfläche des Testgebietes ermittelt. In ihrer Größe unbedeutende Raumeinheiten können so von der Beprobung ausgeschlossen werden. Zu beachten ist an dieser Stelle der Maßstab 1:50.000, in welchem die Bodenbelastungskarten dargestellt werden sollen.

Probenumfang

Die Festlegung der Anzahl der erforderlichen Proben hängt von der Größe des Untersuchungsgebietes, den zu untersuchenden Stoffen und damit von den ausgewiesenen Raumeinheiten ab. Letzteres spiegelt die auftretenden und als relevant erkannten Belastungsursachen räumlich wieder. Daraus ergibt sich für die Anzahl der erforderlichen Proben, daß sie für eine statistisch abgesicherte Aussage zu den Belastungsursachen im Untersuchungsgebiet ausreichend sein muß. Als Richtwert für den Umfang der Stichprobe, sollten für jede zu berücksichtigende Teilraumeinheit 10 Meßwerte³⁾ vorliegen, um auch immissionsbedingte

Tabelle 1: Zusammenhang Belastungsursachen und Mindestprobenzahl

Ursache	Acker	Grünl.	Wald	XX	Summe
Ausgangsgestein					
Löß	10	10	10	10	40
Sand	10	10	10	10	40
XX	10	10	10	10	40
YY	10	10	10	10	40
Auelehm	10	10	10	10	40
Überschwemmung					
Auelehm	10	10	10	10	40
Summe	60	60	60	60	240

räumliche Variabilitäten innerhalb von Teilraumeinheiten erfassen zu können. Schematisch ergeben sich danach die in Tabelle 1 genannten Anzahlen.

Dieses starre Zahlenschema sollte zur Gesamtfläche bzw. zu den Anteilen, die jede zu berücksichtigende Raumeinheit im Untersuchungsgebiet besitzt, in Beziehung gesetzt werden. Es können sich dann Gewichtungen ergeben. Wenn z.B. eine lithologische Einheit 75 % des Untersuchungsraumes ausmacht und zwei weitere je 5 %, dann ist es sinnvoll eine entsprechend höhere Anzahl von Proben für die größere vorzusehen oder unter Umständen auf eine kleinere zu verzichten. Bei den kleineren lithologischen Einheiten werden nicht alle Raumeinheiten im Untersuchungsgebiet vorhanden sein, so daß sich zwangsläufig Reduktionen ergeben. Auch kann an dieser Stelle fachlich entschieden werden, welche Einheiten auch mit Meßpunkten versehen werden sollen. Insgesamt sollten die Zeilen- bzw. Spaltensummen eine Zahl von Spaltenanzahl bzw. Zeilenanzahl mal 10 nicht unterschreiten.

3 Entsprechend des Profilaufbaus bei Oberböden von Wäldern erhöht sich diese Zahl.

Für Schwermetalle sind weitaus mehr Raumeinheiten zu erwarten als für organische Spurenstoffe, da bei letzteren das Ausgangsgestein der Bodenbildung als Belastungsursache zu vernachlässigen ist. Dieser Umstand bedingt, daß die Meßnetzplanung getrennt nach Spurenstoffgruppen, im strengen Sinne sogar für jedes Schwermetall gesondert, vorgenommen werden muß. Daher ist sie zunächst für Schwermetalle, dann für organische Spurenstoffe durchzuführen. In einem abschließenden Schritt können beide Ergebnisse mit einander kombiniert werden, damit eine möglichst große Übereinstimmung in den Entnahmestandorten erreicht wird. Gleichwohl ist grundsätzlich davon auszugehen, daß die Anzahl der Entnahmestandorte für organische Spurenstoffe geringer sein kann.

Räumliche Verteilung

Für die Auswahl der Entnahmestellen ist ein spezielles DV-Werkzeug entwickelt worden, daß die Verwendung aller Vorinformationen und Karten am Bildschirm ermöglicht. Dabei folgt die Festlegung der Entnahmepunkte dem Prinzip des eingeschränkten Zufallsrasters, wobei zu ihrer räumlichen Verteilung die Karte des Untersuchungsbedarfes für jede zu berücksichtigende Raumeinheit und ein Hilfsraster verwendet werden. Als Hilfsraster ist für den Maßstab 1:50.000 der Blattschnitt der DGK5 mit einer Kantenlänge von 2 km geeignet, der meistens auch digital verfügbar ist. Ihm wird die Karte der Raumeinheiten unterlagert. Versiegelte Flächen, Alllasten und Gewässer werden aus Ausschlußflächen gekennzeichnet. Um diese Ausschlußflächen wird zudem eine Umgebung gebildet. Sie soll verhindern, daß untypische Klein- oder Randflächen zur Beprobung ausgewählt werden. Danach beginnt die Selektion aller Flächen einer zu beprobenden Raumeinheit. Dann kann die Auswahl der zur statistischen Absicherung der Belastungsursachen noch fehlenden Meßpunkte erfolgen. Ihre Anordnung wird entsprechend der nachfolgenden Prioritätenliste vorgenommen:

1. Fläche mit hohem Untersuchungsbedarf, vorzugsweise auf bisher nicht beprobten DGK5-Blättern;
2. Fläche mit mittlerem Untersuchungsbedarf, vorzugsweise auf bisher nicht beprobten DGK5-Blättern;
3. Fläche mit geringem Untersuchungsbedarf, (vorzugsweise) in bisher nicht beprobten DGK5-Blättern.

Das Hilfsraster verhindert dabei Häufungen von Entnahmestandorten in nur einem Teil des Testgebietes. Falls digitale Grundkarten des Testgebietes vorgehalten werden, ist anschließend bereits eine visuelle Plausibilitätskontrolle möglich. Die Liste der erforderlichen Proben wird bis zur Sollanzahl für jede Raumeinheit abgearbeitet. Eine ausreichende Anzahl von Ersatzpunkten kann im selben Arbeitsschritt festgelegt werden.

Für die Gleichmäßigkeit der Verteilung der Entnahmepunkte im Untersuchungsgebiet ist es ausreichend, wenn ein Entnahmestandort pro Grundkartenblatt erreicht wird. Dazu können zusätzlich zur Mindestanzahl, die für die statistische Absicherung der Belastungsursachen erforderlich ist, weitere Entnahmepunkte entsprechend der Prioritätenliste ausgewählt werden. Falls digitale Grundkarten des Testgebietes vorgehalten werden, ist auch bei diesen Standorten eine visuelle Plausibilitätskontrolle möglich.

Literatur

BLUHM, M., REINIRKENS, P. et al. (1995): Erstellung von digitalen Bodenbelastungskarten. Ermittlung und Auswertung von Daten zur stofflichen Belastung von Böden in Nordrhein-Westfalen.- Abschlußbericht 1. Teilprojekt, Landesumweltamt NRW: 98 S. & Anhang; Essen.

Dioxingehalte der Oberböden in Hamm/ Westfalen

von

Christochowitz, S.¹; Reinirkens, P.²

Einführung

Im Auftrag des Gesundheitsamtes der Stadt Hamm ist 1992 und 1993 ein flächendeckender Überblick über die Belastung der Oberböden mit Dioxinen und Furanen innerhalb des gesamten Stadtgebietes erarbeitet worden. Dabei wurde der Eintragspfad über die Atmosphäre besonders berücksichtigt. Durch aufwendige Voruntersuchungen und multitemporale Auswertungen von Unterlagen wurde eine gezielte Auswahl der Untersuchungsflächen vorgenommen. Dadurch sollte sowohl die Vergleichbarkeit der Ergebnisse untereinander als auch der Vergleich mit bereits erfolgten Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen gewährleistet werden. Daneben war den Belangen des Bodens hinsichtlich seines unterschiedlichen Aufbaus und seiner differenzierten Nutzung Rechnung zu tragen. Daher wurde die Untersuchung in der ersten Projektphase auf Dauergrünlandböden begrenzt.

Probenahme

Um eine flächendeckende Beprobung des gesamten Stadtgebietes sicherzustellen wurde ein 2 x 2 Kilometer-Raster über die Stadt Hamm gelegt. Die Rastergrenzen entsprechen dem Blattschnitt der DGK 5. Nach Abzug einiger Quadranten im Grenzsaum des Stadtgebietes verblieben 57 zu beprobenden Rasterflächen mit einer Fläche von jeweils 4 km² (Karte der Beprobungsstandorte).

Vor der Probenahme wurden an verschiedenen Stellen der Untersuchungsfläche Vorkundungen mit einem ein Meter langen Pürckhauer-Bohrstock durchgeführt. Dies diente der zusätzlichen Überprüfung der Kartenrecherchen nach Aufschüttungen, Abgrabungen oder sonstigen Unregelmäßigkeiten. Wurden trotzdem Fremdmaterialien oder andere Merkmale vorgefunden, die auf eine Aufschüttungen oder dergleichen hinwiesen, mußte auf eine Ersatzfläche ausgewichen werden. Es wurden nur Flächen beprobt, die hinsichtlich ihres Bodenaufbaus homogen und damit für die Probenahme auch repräsentativ waren. Begleitend zur Probenentnahme wurden die für die Interpretation der Ergebnisse erforderlichen Boden- und Standortdaten aufgenommen.

Die Entnahme der Bodenproben erfolgte horizontbezogen aus einer Bodentiefe von maximal 0 - 10 cm aus gestörten Einzelproben. Bei Entnahme und Ansprache der Bodenproben wurde sowohl den Empfehlungen der Bodenkundlichen Kartieranleitung (1982), der DIN 19 681 (1970) als auch den Empfehlungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft zur Kartierung von Stadtböden (1989) entsprochen.

¹ Meinholtweg 92, 44879 Bochum.

² Institut für Stadtökologie & Bodenschutz, Forschungs- und Entwicklungszentrum Witten, Universität Witten/Herdecke, Alfred-Herrhausen-Str. 44, 58445 Witten.

Ergebnisse

Die Ergebnisse rechtfertigen die gewählte Vorgehensweise. Sie hat sich als sehr effektiv und insgesamt kostengünstig herausgestellt. Sie ist heute Bestandteil der methodischen Empfehlung des Landesumweltamtes NRW zur Meßnetzplanung und Entnahme von Bodenproben für die Erstellung von Digitalen Bodenbelastungskarten (BLUHM et al. 1995).

In allen untersuchten Böden des Stadtgebietes sind Dioxine und Furane nachweisbar. Statistisch entspricht die Verteilung der Meßergebnisse einer logarithmischen Normalverteilung. Die Korrelationen zwischen einzelnen Bodenparametern und den PCDD/F (Tabelle 1) lassen keinen ursächlichen signifikanten Zusammenhang erkennen. In Abbildung 1 sind die PCCD/F-Gehalte (I-TE ng/kg) in Abhängigkeit vom Humusgehalt der Bodenproben dargestellt. Auch hier zeigt sich für die Dauergrünlandböden nur eine ganz schwache statistische Beziehung, die eine Ursächlichkeit ausschließt. Das bedeutet, daß die PCDD/F-Gehalte in den Böden von Hamm auf atmosphärische Immissionen zurückzuführen sind.

	pH-Wert	Humusgehalt	Bodendichte	Tongehalt	Schluffgehalt	Sandgehalt
I-TE PCDD/F	0,05446	0,64144	-0,50277	0,29002	-0,12253	-0,06860
Σ Tetra- bis Octa CDD/CDF	0,10351	0,50749	-0,38874	0,33666	0,22140	-0,33619

Tab. 1: Korrelationskoeffizienten zwischen dem Gehalt an PCDD/PCDF- und ausgewählten Bodenparametern

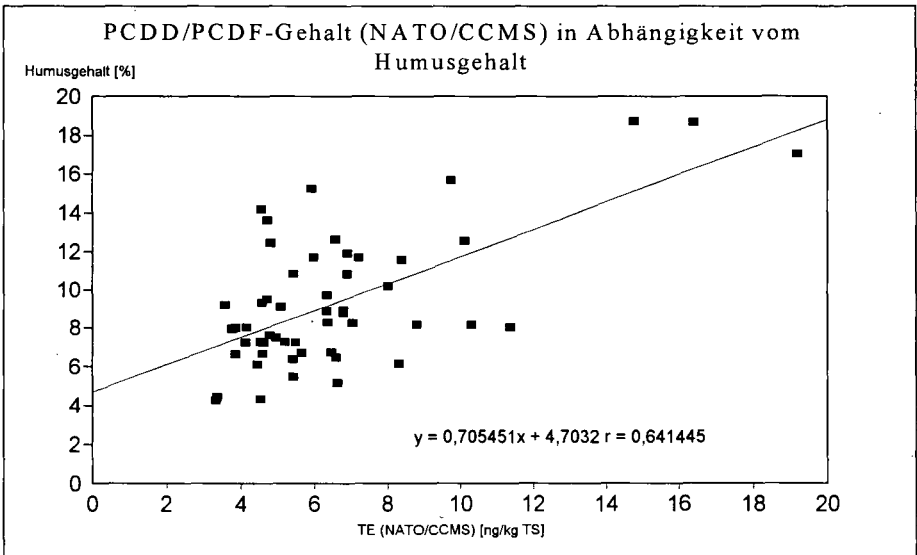


Abb. 1: Korrelation zwischen den PCDD/F-Gehalten in Dauergrünlandböden von Hamm und Humusgehalten

Die Emissionsursachen bilden vor allem die verschiedenen Verbrennungsprozesse, die in einer modernen Industrielandschaft tagtäglich anfallen. Einen entsprechenden Hinweis dafür liefert auch der Vergleich der gewonnenen Daten mit den Hintergrundwerten von Nordrhein-Westfalen (Tabelle 2). Sie liegen im Rahmen des landesweiten Medians, respektive zwischen denen für den ländlichen Raum und Übergangsgebiete (REINIRKENS 1995).

I-TE PCDD/F [ng/kg TS]	Anzahl	Min.	10-Perz.	Median	90-Perz.	Max.
Dioxinkataster Stadt Hamm	57	3,3	3,9	5,4	10,1	19,2
NRW Hintergrundwerte 1994	157			5,0	8,9	
davon Verdichtungsgebiete	10			7,4	18,0	
davon Übergangsgebiete	35			6,3	11,0	
davon ländliche Zonen	112			4,7	7,9	

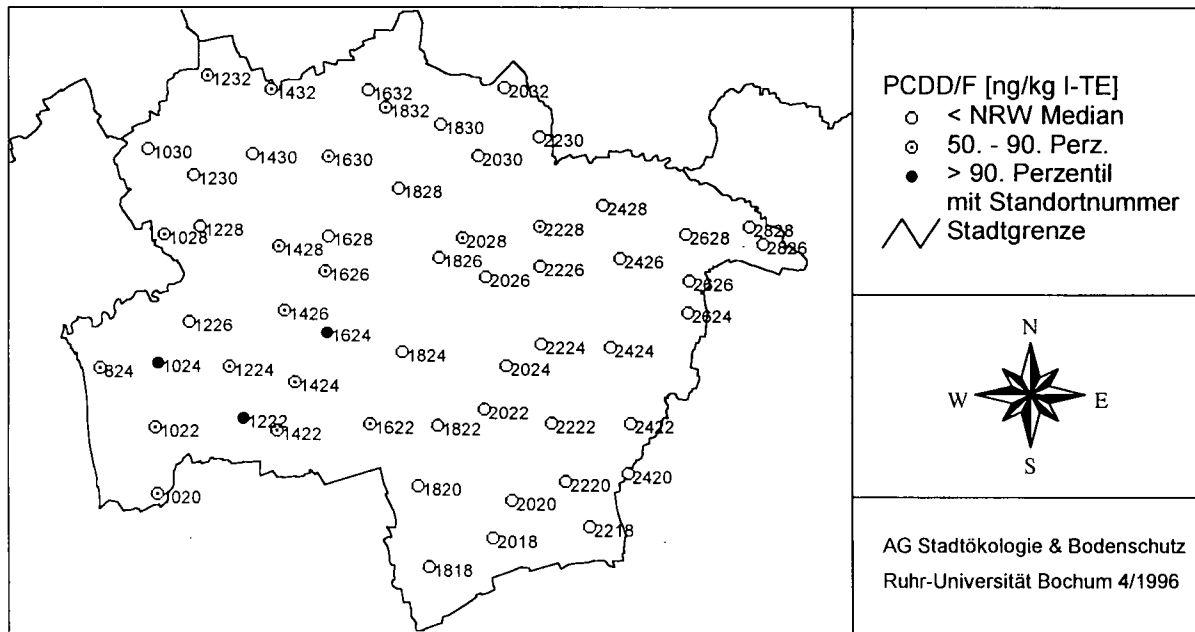
Tab. 2: Vergleich der Daten mit den Hintergrundwerten von NRW (LABO 1994)

Die räumliche Verteilung der gemessenen Konzentrationen läßt geringfügig höhere Konzentrationen im südwestlichen Stadtteil erkennen. Eine eindeutige Zuordnung zu lokalen bekannten Großemittenten ließ sich so nicht feststellen. Inwieweit sich hier eine Immissionsfahne des östlichen Ruhrgebietes in den Böden abbildet, kann nicht abschließend beantwortet werden. Die räumliche Bewertung (Karte) zeigt nur drei Standorte, die über dem 90. Perzentil (11,0 ng/kg I-TE PCDD/F) des Landeshintergrundwertes für Übergangsgebiete liegen.

Literatur

- BLUHM, M. et al. (1995) : Erstellung von digitalen Bodenbelastungskarten. Ermittlung und Auswertung von Daten zur stofflichen Belastung von Böden in Nordrhein-Westfalen.- Abschlußbericht 1. Teilprojekt, Landesumweltamt NRW: 98 S. & Anhang; Essen.
- CHRISTOCHOWITZ; S. (1993) : Der Gehalt an polychlorierten Dibenzop-Dioxinen und Dibenzofuranen in den Dauergrünlandböden der Stadt Hamm.- Diplomarbeit, Fakultät für Geowissenschaften, Ruhr-Universität Bochum.
- LABO (1994) : Hintergrund- und Referenzwerte für Böden.- Bericht der ad-hoc AG „Referenz- bzw. Hintergrundwerte für Böden“ des LABO-Arbeitskreises IV „Bodenbelastung“.- Berlin: 146 S.
- REINIRKENS, P. (1995) : Hintergrund- und Referenzwerte von Schadstoffen für Böden in Nordrhein-Westfalen.- Umweltgeologie heute, 5: S. 77 - 83; Berlin.
- STADT HAMM (Hrsg.) (1994) : Gutachten über die Dioxinbelastung des Oberbodens von Hamm.- Gesundheitsamt: 62 S.; Hamm.

Bewertung der PCDD/F-Gehalte in den Grünlandböden der Stadt Hamm/Westf.



0 5 10 15 20 Kilometer

Ergebnisse zur Qualität landwirtschaftlich genutzter Klärschlämme in Sachsen (Zeitraum 1992-1995)

von

Dittrich, B.*

1. Einleitung und Aufgabenstellung

Am 1. Juli 1992 ist die neue Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15. April 1992 in Kraft getreten /1/. Die AbfKlärV regelt die Klärschlammaufbringung auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Böden.

Die landbauliche Klärschlammverwertung hat zu gewährleisten, daß

- a) das Schutzgut Boden dauerhaft in seinen Funktionen erhalten bleibt (*Erhaltungsgelbot*).
- b) die Anreicherung unerwünschter Stoffe im Boden unterbleibt (*Verschlechterungsverbot*).

Im Freistaat Sachsen obliegt der Vollzug der AbfKlärV den unteren Abfallbehörden der Landkreise und kreisfreien Städte als zuständiger Behörde sowie der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Landwirtschaftliche Untersuchungen (LfL, LU) als zuständiger landwirtschaftlicher Fachbehörde /2/.

Die Kontrolle der ordnungsgemäßen Umsetzung der AbfKlärV durch die LfL schließt die Untersuchung in Klärwerken und am Feldrand entnommener Klärschlammproben ein.

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen bilden die Grundlage für die vorliegende Auswertung.

2. Methoden

Im Untersuchungszeitraum 1992 - 1995 wurden 177 Klärschlämme auf ihre landwirtschaftliche Verwertbarkeit untersucht. Nach den in der AbfKlärV genannten Methoden wurden die Schlämme auf die Parameter

- Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Zink, Quecksilber
 - adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX) und
 - polychlorierte Biphenyle (PCB)
- geprüft.

*Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Landwirtschaftliche Untersuchungen (LUFA), Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig

3. Ergebnisse

3.1. Schwermetallgehalte

Tabelle 1 zeigt die Mittel-, Minimal- Maximal- und die Medianwerte der Schwermetallgehalte in den untersuchten Klärschlämmen.

Tabelle 1: Schwermetallgehalte der Klärschlämme (mg/kg TM) - Zeitraum 1992-1995
n=177

	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn
Grenzwert nach AbfKlärV v. 15.04.1992	900	10/5*	900	800	200	8	2500/2000*
Mittelwert	129	2,54	92,6	177	39,9	1,8	927
Minimalwert	1,4	0,01	2,8	3,9	3,9	0,01	0,28
Maximalwert	1238	15	655	795	294	10,3	2850
Medianwert	102	2	53	156	29,0	1,3	940

* Bei Böden mit Tongehalten unter 5 % oder pH-Werten von mehr als 5 und weniger als 6

Wie aus den Mittel- und Medianwerten zu ersehen ist, liegen die Schwermetallgehalte der Klärschlämme weit unterhalb der Grenzwerte der AbfKlärV vom 15.04.1992.

In der Abbildung 1 ist die mittlere Schwermetallbelastung der Klärschlämme für die Jahre 1992/93, 1994 und 1995 dargestellt. Die statistische Auswertung ergab, daß die Schwermetallbelastung seit 1992 in den Klärschlämmen rückläufig ist. Für Cadmium, das im Rahmen des Umweltschutzes als humantoxikologisches Schwermetall eingestuft wird, konnte im Untersuchungszeitraum eine starke Reduzierung der Gehalte festgestellt werden.

Die Ergebnisse zeigen auch deutlich, daß die Grenzwerte der AbfKlärV nicht als "ausschöpfbare" Gehalte angesehen werden.

Für die Elemente Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Quecksilber werden 10-25 % des zulässigen Grenzwertes der AbfKlärV erreicht. Bei Zink werden maximal 37 % des gesetzlich vorgeschriebenen Wertes erreicht.

Die Reduzierung der Schwermetallgehalte ist auf den Rückgang der Industrie und auf die verstärkten Bemühungen von Industrie und Gewerbebetrieben um eine Verminderung der Schadstoffeinleitung in das Abwasser zu erklären. Die zunächst im Abwasser nur in Spuren nachzuweisenden Elemente werden später im Klärschlamm angereichert. Ein biologischer Abbau der Schwermetalle ist im Gegensatz zu einer Vielzahl von organischen Verbindungen nicht möglich.

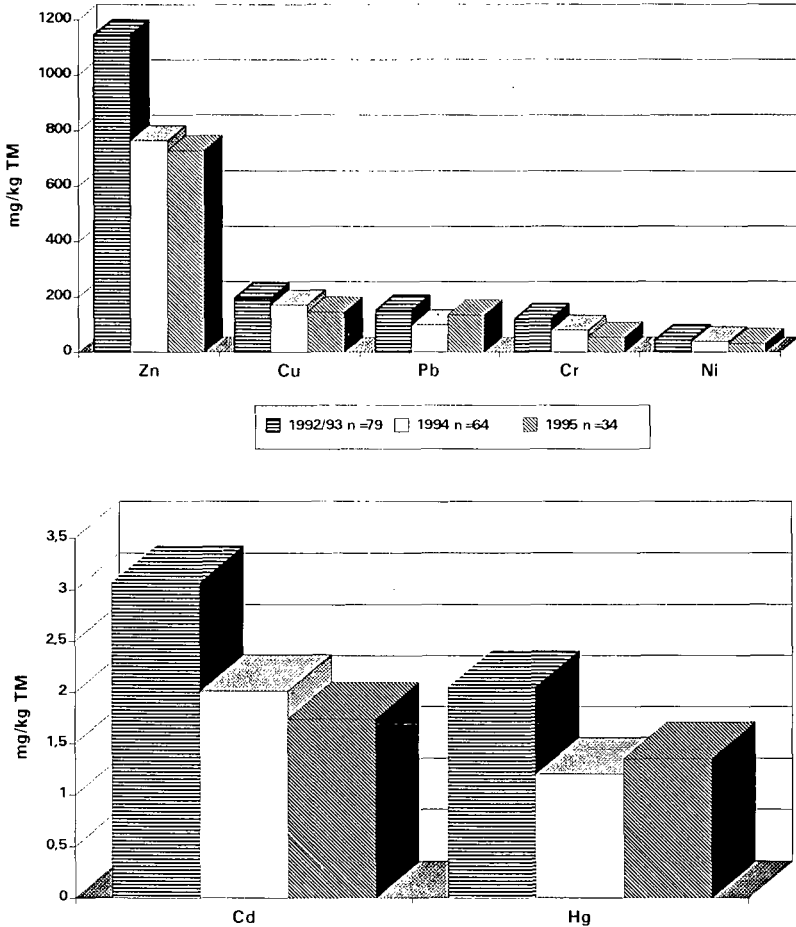


Abbildung 1: Schwermetallbelastung im Zeitraum 1992-1995

3.2. Organische Schadstoffe

Tabelle 2 zeigt die Grenzwerte für polychlorierte Biphenyle (PCB) und adsorbierte organisch gebundene Halogene (AOX) in Klärschlämmen gemäß AbfKlärV und die ermittelten Gehalte. Mit dem Grenzwert für AOX von 500 mg/kg TM ist ein Summenparameter festgelegt, der über das Vorhandensein weiterer chlororganischer Verbindungen Auskunft geben soll.

Die Bestimmung der polychlorierten Dibenzodioxine und -furane erfolgte nicht.

Tabelle 2: Grenzwerte für organische Schadstoffe in Klärschlämmen gemäß AbfKlärV und ermittelte Gehalte (n=177)

	PCB mg/kg TM	AOX mg/kg TM
Grenzwert gemäß AbfKlärV vom 15.04.1992	1,2 (0,2)*	500
Mittelwert	0,3	200
Gehalte von-bis	0,12-0,88	7,0-645
Median	0,3	173

* PCB-Kongenere Nr. 28, 52, 101, 138, 153, 180 je 0,2 mg/kg TM

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, daß die PCB- und AOX-Gehalte im Mittel deutlich unter den Grenzwerten der AbfKlärV lagen. Die Grenzwerte nach AbfKlärV werden bei den PCB zu 25 % und beim AOX-Gehalt zu 40 % ausgeschöpft.

4. Zusammenfassung der Ergebnisse

- Von den 177 im Zeitraum 1992-1995 untersuchten Klärschlämmen konnten bei 169 keine Grenzwertüberschreitungen nachgewiesen werden, d. h. 96 % der kontrollierten Schlämme waren landwirtschaftlich verwertbar.
Bei den Klärschlämmen, die Grenzwertüberschreitungen aufzeigten, handelte es sich überwiegend um "Klärschlamm-Altbestände" aus Kläranlagen des Freistaates Sachsen.
- Die Grenzwerte, welche die AbfKlärV vom 15.04.1992 für die Schwermetalle (Pb, Cd, Hg, Cr, Ni, Cu, Zn) sowie für die organischen Stoffe (AOX und PCB) vorsieht, werden von den landwirtschaftlich verwertbaren Klärschlämmen meist deutlich unterschritten.
- In der BRD existiert keine Verkehrskontrolle zur Überprüfung von deklarierten (Analysenzertifikat) und tatsächlichen Nähr- und Schadstoffgehalten von Klärschlämmen, ähnlich der Düngemittel- oder Futtermittelverkehrskontrolle.
Insgesamt ist aber festzustellen, daß Deklaration und tatsächliche Gehalte (Feldrandkontrolle) nur in Einzelfällen voneinander abweichen.
Eine Überschreitung der Grenzwerte konnte bei der Feldrandkontrolle nicht festgestellt werden.
- Langfristig muß das Gleichgewicht zwischen Stoffein- und -austrag bei Böden auch für Klärschlammdüngung hergestellt werden. Hierzu ist eine ständige Verbesserung der Klärschlammqualität erforderlich.

5. Literatur

- 1/ Bundesgesetzblatt Nr. 21 vom 28. April 1992, Teil I, 1992, Seite 912
- 2/ Sächsisches Amtsblatt Nr. 46 vom 14. Oktober 1993, S. 1150-1151 (VwV-AbfKlärV vom 26. April 1993)

Erfahrungen mit konservierender Bodenbearbeitung hinsichtlich des Schutzes vor Wasser- und Winderosion

von

Frielinghaus, M.; Kühn, G.; Schäfer, H.*

Problemstellung

Eine intensive agrarische Produktion im konventionellen Sinn beinhaltet wendende Bodenbearbeitungsgänge und damit Zeiten ohne eine ausreichende Bodenbedeckung mit Pflanzen oder Pflanzenrückständen (Sommer, 1996). In wasser- oder winderosionsgefährdeten Gebieten bedeuten diese Zeiten eine erhöhte aktuelle Gefährdung bei intensiven oder länger anhaltenden Niederschlägen oder bei Windereignissen mit erosiver Geschwindigkeit. Die effektivste Möglichkeit zur Schaffung eines gesicherten Bodenschutzes vor Erosion ist die Erhöhung der zeitlichen und räumlichen Bodenbedeckung mit mehr als 2t je ha organische Trockenmasse von Pflanzenrückständen oder mit > 50 % Bedeckung durch Pflanzenmasse. Das ist durch wendende Bodenbearbeitung mit anschließender Saatbettbereitung natürlich nicht realisierbar (Frielinghaus, 1988; Schwertmann et al., 1987)

International liegen umfangreiche Veröffentlichungen zur konservierenden Bodenbearbeitung (conservation tillage) vor (Halbach et al., 1987; Schwertmann et al., 1989). Daraus ist zu entnehmen, daß die Akzeptanz besonders in europäischen Ländern im Gegensatz zu Nordamerika und Kanada bisher nur gering ist. Die Hauptursachen dafür scheinen die bisher noch nicht ausreichenden standortspezifischen Erfahrungen zu sein. Für eine Erhöhung des Anwendungsumfanges müssen unter den jeweiligen Witterungs- und Bodenverhältnissen erprobte Verfahren ausgewertet und in Praxi unter den verschiedensten Bedingungen erprobt werden. Nachfolgend werden langjährige Versuchsergebnisse einer nicht wendenden Bodenbearbeitung auf Sandböden mitgeteilt, deren breite Praxisbestätigung allerdings ebenfalls noch aussteht.

Ergebnisse:

Die Erträge der Jahre 1990 bis 1995 sind in Abb. 1 enthalten.

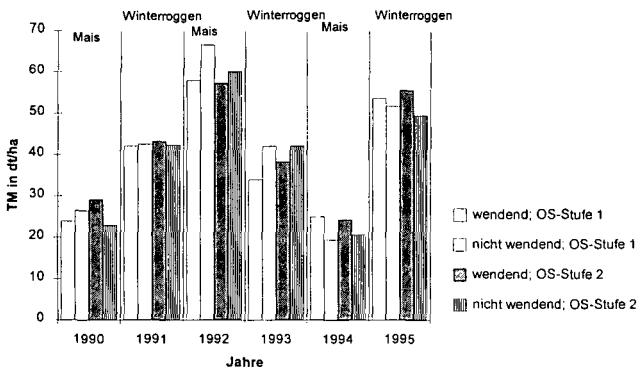


Abb. 1: Ertragsvergleiche wendender und nicht wendender Bodenbearbeitung 1990 -1995

* ZALF Müncheberg e. V. 15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

Das Ertragsniveau wurde von der Jahreswitterung stark beeinflusst, aber weder in den Jahren mit einem Niederschlagsdefizit (1991, 1992 und 1995) noch in den niederschlagsreicheren Jahren (1990, 1993 und 1994) traten gravierende Unterschiede zwischen den einzelnen wendenden und nicht wendenden Varianten auf.

Es stellten sich über den gesamten Prüfzeitraum hinweg keine negativen Ertragstrends ein. Der Gesamtgehalt an Kohlenstoff nahm erwartungsgemäß in der oberen Bodenschicht von 0 bis 10 cm bei den nicht gewendeten Varianten zu (Abb.2).

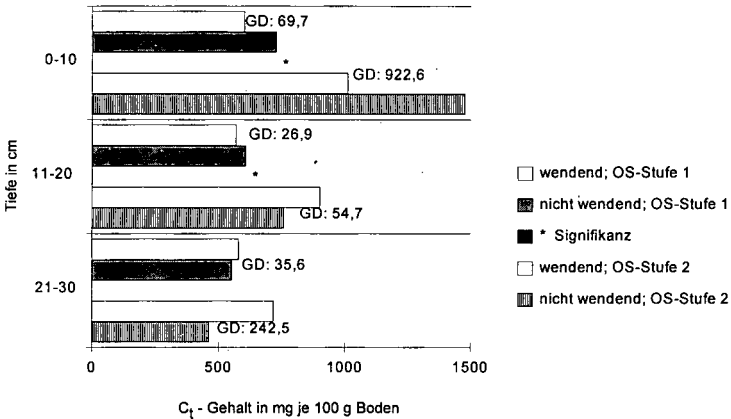


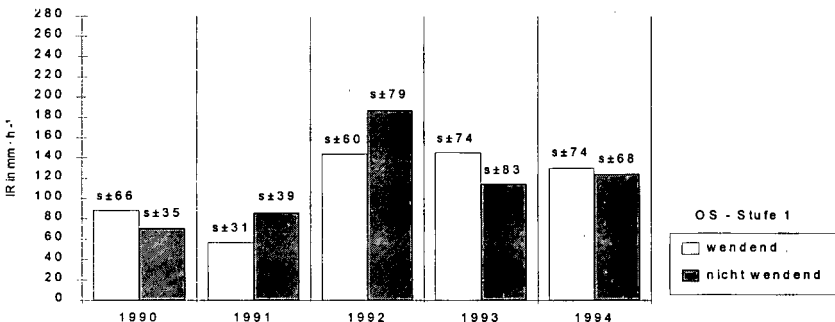
Abb.2: Gesamtkohlenstoffgehalt in den Schichten 0 bis 30 cm nach 5 Jahren wendender und nicht wendender Bodenbearbeitung

Die beiden Stufen der organischen Düngung werden ebenfalls im Gesamtkohlenstoffgehalt der oberen Bodenschichten wirksam.

Weiterhin wurden physikalische Bodenparameter wie Infiltrationsrate und Durchdringungswiderstand gemessen.

Die Ergebnisse der Infiltrationsratenveränderung durch nicht wendende Bodenbearbeitung sind im Abb.3 dargestellt.

Nach erhöhter organischer Düngung bildet sich nach 4 Jahren ein deutlich höheres Niveau heraus, das bis zum Versuchsende erhalten bleibt. Auch die Streuung als ein positiv zu wertendes Maß für die Infiltrationskapazität liegt hoch. Die nicht wendende Bearbeitung wirkte im Trockenjahr 1992 positiv auf die Infiltrationsrate, in den beiden nassen Jahren 1993 und 1994 nicht. Allerdings sind die Differenzen nicht signifikant.



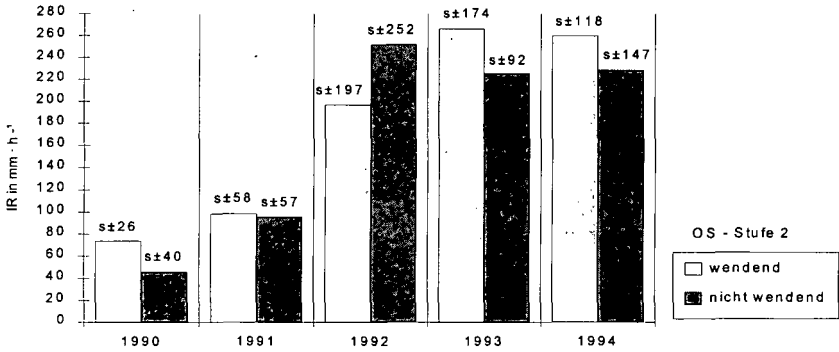


Abb.3 Infiltrationsraten in den Jahren 1990 bis 1994 im Vergleich wendender und nicht wendender Bearbeitung bei zwei Stufen der organischen Düngung

Günstig stellt sich aber die Infiltrationsgeschwindigkeit in den ersten 20 min auf nicht gewendeten Flächen ein, wie das Jahr 1994 zeigt (Abb.4).

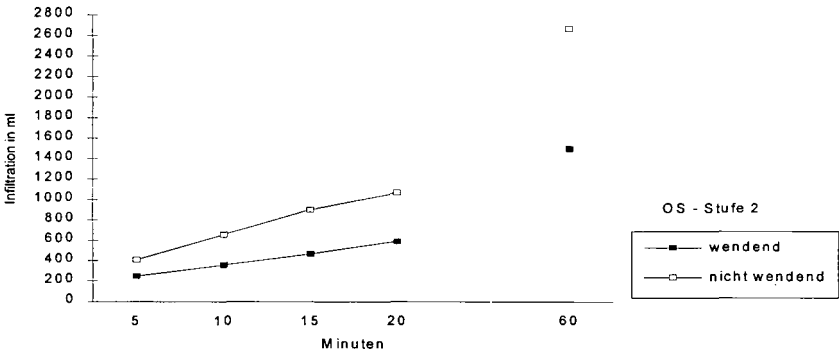
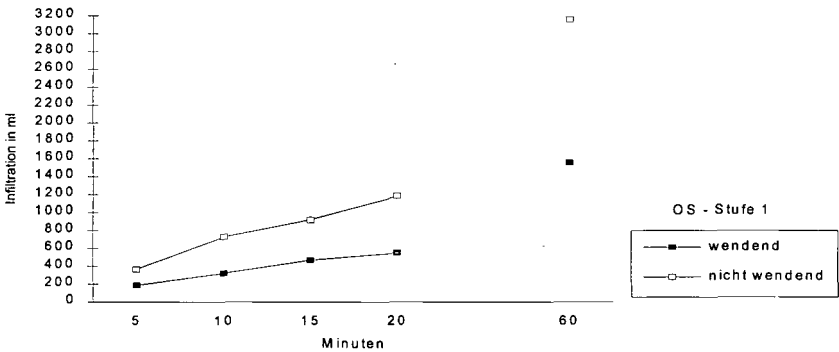


Abb.4 Vergleich des Infiltrationsbeginns unter Mais 1994 nach wendender und nicht wendender Bearbeitung bei zwei organischen Düngestufen

Schlußfolgerungen

- Bodenerosion ist ein regionsspezifisches Problem. In potentiell gefährdeten Gebieten wird die aktuelle Erosionsgefährdung stets vom Bewirtschaftungsmanagement bestimmt. Die Schutzkonzepte müssen daher ebenfalls regions- und standortspezifisch entwickelt werden, um in der landwirtschaftlichen Praxis eine hohe Akzeptanz zu gewährleisten.
- Am wirksamsten auf Standorten mit einer hohen Reliefenergie und -heterogenität ist eine möglichst ganzjährige Bodenbedeckung mit Pflanzen oder Pflanzenrückständen. Dabei sind an der Bodenoberfläche > 2 Tonnen je Hektar Trockenmasse aus Pflanzenrückständen oder > 50 % Bodenbedeckung während der Vegetationszeit ein ausreichender Bodenschutz. Um das zu erreichen, sind in der Pflanzenproduktion die örtlichen Erfahrungen zu Anbauzeitpunkt, Sorten, Technologie usw. von gravierender Bedeutung. Außerdem kommt in jedem Fall nur eine Mulchsaat ohne Saatbettbereitung in Frage, da sonst nicht ausreichende Mengen an organischen Rückständen auf der Bodenoberfläche erhalten bleiben.
- Auch unter den zur Trockenheit neigenden Gebieten Nordostdeutschlands können durch Zwischenfrüchte (Winterzwischenfrüchte, Stoppelfrüchte) in den meisten Jahren sowohl über Winter als auch zur Aussaat der Folgefrucht ausreichende Mengen an Trockenmasse von > 2 Tonnen je Hektar erreicht werden, die dann nach der folgenden Mulchsaat auch erhalten bleiben. Ergebnisse eines langjährigen Experimentes mit den Vergleichsvarianten nicht wendende und wendende Bodenbearbeitung zeigen, daß auch auf bisher wenig geprüften Sandstandorten keine Nachteile für den Ertrag, den Humusgehalt, die Verteilung an pflanzenaufnehmbaren Nährstoffen im Profil sowie für bodenphysikalische Parameter wie Verdichtungsneigung, Infiltrationsrate und Infiltrationsgeschwindigkeit auftreten müssen, wenn über viele Jahre nicht wendend bearbeitet wird. Der Vergleich mit konventioneller wendender Bodenbearbeitung fällt durchaus positiv aus, wenn zu Beginn eine ausreichende organische Düngung garantiert werden kann. Allerdings ist die Wasserausschöpfung über Winter in trockenen Jahren ein Begrenzungsfaktor für die Hauptfrucht, so daß ein sicheres Abfrieren oder ein Abtöten der Zwischenfrucht mit einem Spezialherbizid unumgänglich sind, um im zeitigen Frühjahr den Wasserentzug zu reduzieren.
- Als Schutzvarianten vor Wasser- und Winderosion ist eine nicht wendende Bodenbearbeitung mit einer ständigen Bodenbedeckung optimal. Die in einem Experiment gemachten Erfahrungen zur langjährigen nicht wendenden Bodenbearbeitung sind aber noch nicht unmittelbar auf Betriebsbedingungen zu übertragen, ohne daß eine wissenschaftliche Begleitung erfolgt und langjährige Erfahrungen genutzt werden (Brunotte, 19). Die Ergebnisse zeigen, daß der sich aufbauende Unkrautdruck in der Praxis sehr genau beobachtet werden muß und ohne hochwertige Spezialherbizide kein absolut sicherer Erfolg gewährleistet werden kann. Allerdings gibt die Auswahl sehr wirksamer und bodenverträglicher Systemherbizide eine Sicherheit bei reduzierter nicht wendender Bearbeitung, so daß insgesamt keinesfalls mehr Herbizide aufgewendet werden sollten. Der über einen langen Zeitraum nicht gewendete Ap- Horizont hat auf diesem Standort mit sehr geringer Strukturstabilität offensichtlich zu einer Erhöhung der Tragfähigkeit des Bodengefüges geführt. Das Experiment soll dazu genutzt werden, dieses durch gezielte Lasteinträge zu überprüfen.

Literatur.

- Brunotte, J. (1991): Maßnahmen zum Bodenschutz im Zuckerrübenanbau. KTBL-Arbeitspapier 159, Darmstadt
- Halbach, M; C. Ford Runge and William E. Larson (1987): Making soil and water conservation work: Scientific and policy perspectives. Soil Conservation Society of America, Ankeny, Iowa
- Frielinghaus, M. (1988): Wissenschaftliche Grundlagen für die Bewertung der Wassererosion auf Jungmoränenstandorten und Vorschläge für die Einordnung des Bodenschutzes. Habilitationsschrift AdL Berlin
- Schwertmann, U.; W. Vogl und M. Kainz (1987): Bodenerosion durch Wasser. Ulmer, Stuttgart
- Schwertmann, U.; R.J. Rickson & K. Auerswald (Editors) (1989): Soil erosion protection measures in Europe. Soil Technology Series 1, Catena-Verlag Cremlingen
- Sommer, C. (1996) Fachliche Einführung zur konservierenden Bodenbearbeitung. Manuskript, Bornim

Einfluß anthropogener Belastungen auf die Biozönose des Bodens am Beispiel der Muldeau

von

Klimanek, E.M.; Matejko, C.; Dreiling, M.; Rosche, O.*

1. Einleitung

Die Auelandschaften in Sachsen-Anhalt gehören zu den am stärksten durch die Industrie im Raum Wolfen/Bitterfeld belasteten Flächen Mitteldeutschlands. Die Auswirkung der Schadstoffkontaminationen auf biologische Parameter sind in diesem Gebiet bisher kaum betrachtet worden.

In den Jahren 1993/1995 wurden sechs unterschiedlich stark kontaminierte Flächen nördlich von Bitterfeld beprobt und verschiedene Parameter zur Charakterisierung von Mikroflora und Mesofauna bestimmt.

2. Material und Methoden:

Die Versuchsflächen (sandiger bis sandig-lehmiger Aueboden) befanden sich in unterschiedlicher Entfernung vom mit Abwässern aus Bitterfeld belasteten Spittelgraben, sind in unterschiedlichem Maße Überflutungen ausgesetzt (SPI 1-3 und KEL häufig; LAN und JES kaum) und unterscheiden sich z. T. erheblich in ihren Bodenparametern (Tab.1 und 2).

Tabelle 1: Bodenchemische Kennwerte der untersuchten Flächen

Flächen	SPI 1	SPI 2	SPI 3	LA	KEL	JES
pH (CaCl ₂)	4,1	3,9	4,6	5,3	3,8	5,9
C _{org} %	5,85	45,23	3,16	1,74	12,79	3,97
C _{hum} mg/100g	39,4	71,4	113,2	135,5	348,3	189,4
N _t %	0,09	1,02	0,14	0,17	0,75	0,26
N _{an} ppm	26,6	114,7	13,3	4,8	50,9	11,7
C/N	65	44	23	10	17	15

Tabelle 2: Schadstoffgehalte der untersuchten Flächen (mg/kg)

Flächen	SPI 1	SPI 2	SPI 3	LA	KEL	JES
Cd	0,49	2,56	0,49	1,14	2,80	1,61
Cr	52,50	155,00	43,55	29,00	314,00	41,00
Cu	56,50	98,00	29,29	19,10	162,00	30,00
Ni	14,57	32,50	12,00	15,00	23,50	23,00
Pb	57,10	84,00	48,00	36,00	243,00	42,00
Zn	192,20	240,00	99,40	154,00	406,00	178,00
PAH	n.b.	28,60	n.b.	2,70	57,70	5,30

(Markierung: Grenzwertüberschreitung nach AbfKlärV bzw. Holland-Liste, Kat. B-fett)

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung,
Hallesche Straße 44, 06246 Bad Lauchstädt ;

* Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Landwirtschaftliche Fakultät,
Institut für Bodenkunde, Weidenplan 4, 06108 Halle (Saale)

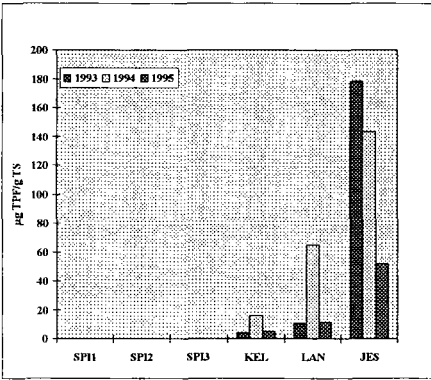


Abb. 3: Dehydrogenaseaktivität (TPF-Triphenylformazan)

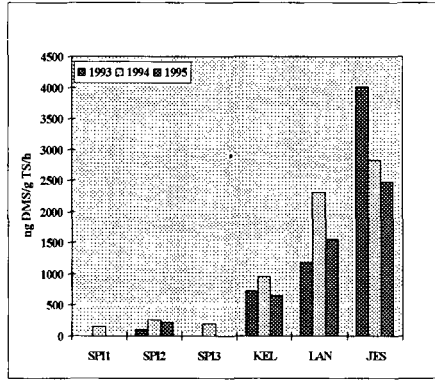


Abb. 4: DMSO-Reduktion (DMS- Dimethylsulfid)

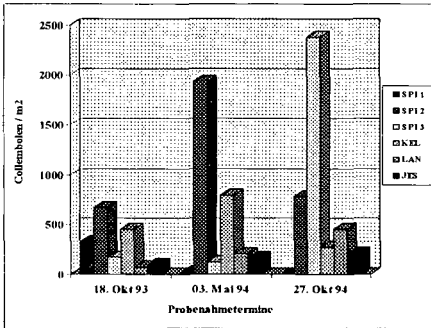


Abb. 5: Abundanz der Collembolen

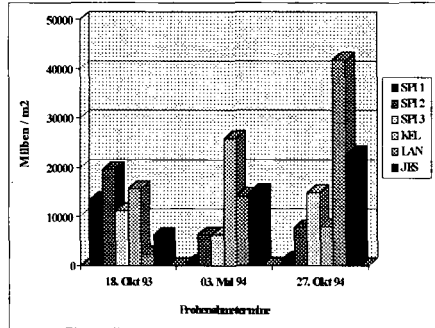


Abb. 6: Abundanz der Milben

Die Besiedlungsdichte der Milben (Abb. 6) war ebenfalls auf den stärker kontaminierten Flächen am größten, wobei die Überschwemmung 1994 einen größeren Hemmeffekt hatte als bei den Collembolen.

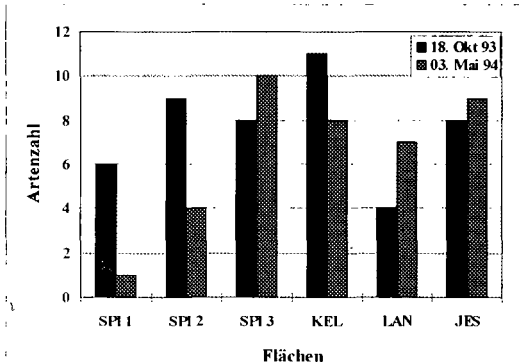


Abb. 7: Artenzahlen der Collembolen

Die bodenbiologischen Untersuchungen wurden in der Schicht 0-25 cm durchgeführt und folgende Parameter bestimmt: mikrobielle Biomasse (SIR-Methode), Dehydrogenaseaktivität (TTC-Methode) und das Reduktionsvermögen von Dimethylsulfoxid. Die Mikroarthropoden aus der Schicht 0-5 cm wurden in einem Macfadyen-Extraktor ausgetrieben.

Ergebnisse

Die niedrigsten Werte der untersuchten mikrobiologischen Parameter waren erwartungsgemäß auf den am stärksten kontaminierten Flächen zu finden. Die Flächen SPI 2 und KEL wiesen hinsichtlich Schadstoffbelastung fast durchweg die höchsten Gesamtgehalte an Schwermetallen auf. Die Bodenbelastung bewirkte eine mehr oder weniger deutlicher Abnahme des mikrobiellen Biomassekohlenstoffs (Abb. 1) entlang des Schadstoffgradienten, was aber noch keine Rückschlüsse auf die Aktivität der Mikroorganismen erlaubt.

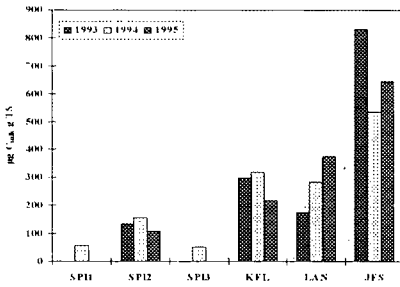


Abb. 1: Mikrobielle Biomasse

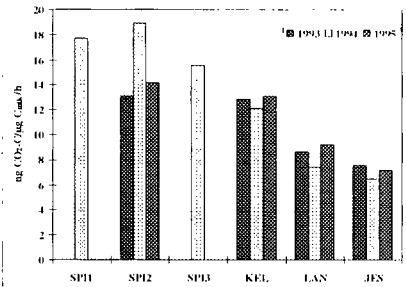


Abb.2: Metabolischer Quotient für CO₂

Besser als die mikrobielle Biomasse ist der metabolische Quotient für CO₂ (qCO₂) geeignet. Rückschlüsse auf den Belastungsgrad der Böden zu ziehen. Als Folge der Bodenkontamination benötigen die Mikroorganismen mehr Energie für ihren Erhaltungsstoffwechsel, d. h., es wird mehr Substrat zu CO₂ veratmet und demzufolge weniger in die mikrobielle Biomasse eingebaut.

Der metabolische Quotient für CO₂ als indirektes Maß mikrobieller Umsatzleistungen ist auf den stark belasteten Flächen deutlich erhöht (Abb. 2). Normalerweise findet man auf unbelasteten Flächen in Abhängigkeit von der Nutzungsart und Bestimmungsmethode Werte zwischen 2 und 8 ng CO₂-C/µg Cmik/h. Die sehr hohen Werte von 1994 auf allen drei SPI-Flächen sind auf das extreme Frühjahrshochwasser zurückzuführen.

Die untersuchten zellgebundenen Enzymaktivitäten (Abb. 3 und 4) entsprechen in ihrem Verlauf der mikrobiellen Biomasse. Auf Grund der starken Eigenfärbung der SPI-Proben war die photometrische Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität hier nicht möglich. Die DMSO-Reduktion als gaschromatographische Methode ist in dieser Hinsicht weniger störanfällig. Sie ist außerdem ähnlich empfindlich wie die Dehydrogenaseaktivität und ebenfalls eng mit der Biomasse korreliert, so daß sie besser als Indikator für Schadstoffe geeignet erscheint.

Die Abundanz der Collembolen und Milben zeigte große Schwankungen zwischen den Flächen und Probenahmeterminen. Die höchste Abundanz der Collembolen war jeweils auf den stark belasteten Flächen festzustellen. Die Überschwemmung im Frühjahr 1994 hatte in unmittelbarer Nähe des Spittelgrabens (SPI 1) einen drastischen Rückgang zur Folge, auf der ca. 20 m entfernten Fläche SPI 2 allerdings einen deutlichen Anstieg. Im Oktober 1994 gingen die Zahlen wieder zurück. Das Maximum der Besiedlung war zu diesem Termin auf der Wiese zu finden. Die Individuenzahl stieg auf das mehr als 24-fache an.

Die Abundanz allein gibt keine Auskunft über die Auswirkung anthropogener oder natürlicher Einflüsse auf die Artenvielfalt und ihrer damit verbundenen physiologischen Leistungsfähigkeit. Daher wurden die Flächen auf das Vorkommen bestimmter Arten und Gruppen von Collembolen und Milben untersucht.

Auf den untersuchten Flächen wurden 26 Collembolenarten identifiziert, von denen bis zu 11 gleichzeitig auf einer Fläche auftraten. Dabei fiel die relativ große Artendiversität auf den stark belasteten Flächen auf (Abb.7). Infolge des Hochwassers im Frühjahr 1994 war die Collembolenzönose fast vollständig zusammengebrochen. Auf der Fläche SPI 1 trat nur noch *Proisotoma minuta*, eine typische Rotteart auf.

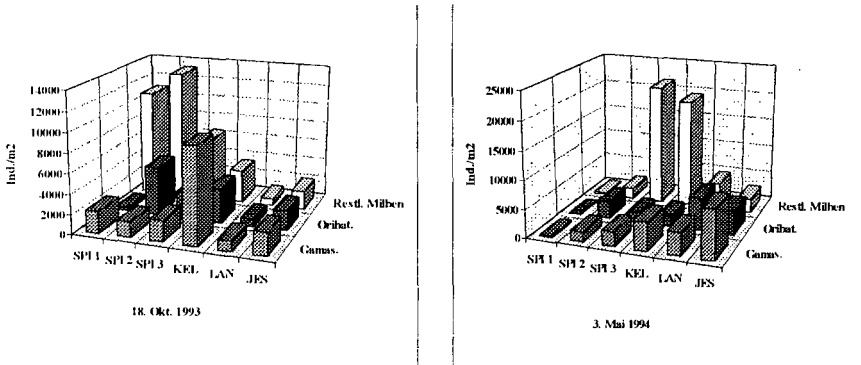


Abb. 8: Zusammensetzung der Milbengemeinschaften in Abhängigkeit von Standort und Probenahmezeitpunkt

Die Gamasiden und Oribatiden stellen normalerweise den größten Anteil der Gesamtmilbenzahl. Das traf hier für die weniger belasteten Standorte zu (LAN, JES - Abb.8).

Die auf den Flächen der Muldeae geprüften mikrobiologischen Parameter reagierten mit einer deutlichen Abnahme ihrer Aktivitäten bei zunehmender Kontamination des Bodens. Aus dem qCO_2 waren am ehesten Rückschlüsse auf die Schadstoffsituation möglich.

Einen eindeutigen Zusammenhang zwischen Kontamination und der Besiedlung des Bodens mit Mikroarthropoden konnte jedoch nicht abgeleitet werden, da eine Überlagerung der Schadstoffwirkung durch Faktoren wie Überflutung, saisonbedingte Schwankungen oder Veränderungen der Bodenstruktur die Interpretation der Ergebnisse erschweren.

Anforderungen an eine akzeptable landwirtschaftliche Klärschlammverwertung - Umsetzung im Freistaat Sachsen

von

Mönicke, R.*

Im Poster werden Grundsätze einer ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung dargestellt.

1. Nährstoffe

Hier wird auf die Einordnung des pflanzenverfügbaren Anteils der Nährstoffe des Klärschlammes in den nach anerkannten Methoden ermittelten Gesamtbedarf des Pflanzenbestandes verwiesen. Dabei muß die Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors im Klärschlamm in Abhängigkeit vom Anteil der Al- oder Fe-Fällung zur biologischen P-Eliminierung im Klärwerk beurteilt werden. Dazu sind klärwerksbezogene Prozeßkenntnisse notwendig. Bei einer eventuell vorherigen Kalkung ist auf die von der Körnung ($\leq 0,09$ mm) des Kalkes abhängige Wirksamkeit zu achten. Weiterhin wird der Beitrag einer Klärschlammgabe zur Deckung der Humusbilanz (5 t TM/ha Klärschlamm entsprechen etwa 10 t/ha FM Stalldung) dargestellt.

2. Schadstoffe

Anhand des Cd-Transfers Boden-Pflanze wird auf die Notwendigkeit der Beurteilung des Schadstoffeintrages nach einer flächenbezogenen Schadstoffbilanz - beginnend für Cd - verwiesen. Für 2 Standorte und die Verwendung unterschiedlich Cd-belasteter P-Dünger wird beispielhaft eine Cd-Bilanz dargestellt (Abb. 1 und 2). Eine Ausbringung auch gering belasteter Klärschlämme ist an die langjährige Verwendung Cd-armer P-Dünger gebunden.

3. Kontrolle

Die Aufgaben der landwirtschaftlichen Fachbehörde gemäß AbfKlärV werden in Sachsen zentral wahrgenommen. Die von ihr erarbeitete Stellungnahme enthält auch Hinweise zur Cd-Bilanz.

Exakte Kartierung der beschlammten Flächen und zusätzliche Kontrollbeprobungen sowie neutrale Spezialberatungen sorgen für eine sichere landwirtschaftliche Klärschlammverwertung. Ein langfristiges Vertrauensverhältnis von Klärwerk und Landwirt wird angestrebt.

* Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, FB 10,
Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig

Lö-Standort		
	Variante 1 [mg/ha · a]	Variante 2 [mg/ha · a]
Austrag Fruchtfolge (65 % Marktfrüchte/20 % Futter)	- 988	-988
Austrag Grundwasser (150 mm/m ² ; 0,5 µg/l)	- 750	- 750
Eintrag - Gülle (1,5 GV/ha)	+ 33	+ 33
Eintrag P-Dünger (18 kg P, NPK-Dünger mit 54,5 mg Cd/kg P)	+ 982	
Eintrag P-Dünger (18 kg P, Superphosphat mit 154,5 mg Cd/kg P)		+ 2782
Gesamt-Cd-Ein-(+) u. Austräge (-)	- 723 ↓	+ 1077 ↓
	z. B. 1 t TM Klärschlamm mit 2 ppm-Cd alle 3 Jahre möglich, wenn Cd-armer P-Dünger verwendet wird	Cd-Anreicherung ohne Klärschlamm

Abb. 1 Cd-Ein-(+) und Austräge (-) auf verschiedenen Standorten unter Verwendung unterschiedlicher P-Dünger

V - Standort		
	Variante 1 [mg/ha · a]	Variante 2 [mg/ha · a]
Austrag Fruchtfolge (50 % Marktfrüchte/35 % Futter)	- 1828	- 1828
Austrag Grundwasser (200 mm/m ² ; 0,5 µg/l)	- 1000	- 1000
Eintrag Gülle (2,0 GV/ha)	+ 44	+ 44
Eintrag P-Dünger (15 kg P, NPK-Dünger mit 54,5 mg Cd/kg P)	+ 818	
Eintrag P-Dünger (15 kg P, Superphosphat mit 134,5 mg Cd/kg P)		+ 2318
Gesamt-Cd-Ein-(+) u. Austräge(-)	- 1966 ↓	- 466
	z. B. 3 t TM Klärschlamm mit 2 ppm Cd aller 3 Jahre möglich, wenn Cd-armer P-Dünger verwendet wird	

Abb.2 Cd-Ein(+) und Austräge (-) auf verschiedenen Standorten unter Verwendung unterschiedlicher P-Dünger

Zur Belastungssituation von Aueböden bei Bitterfeld mit Schwermetallen und Organika

von

Opp, Ch.*; Borsdorf, H.**; Hanschmann, G.***

Einleitung und Zielstellung

Auf Grund ihrer (einzugsgebiets-)integrativen und (stoff-)akkumulativen Funktionen zählen Flußauen zu den besonders disponierten Standorttypen gegenüber stofflichen Belastungen. Dies gilt für die Aue der Mulde bei Bitterfeld in besonderer Weise, weil die Sedimente und Böden der Muldenaue hier Merkmale und Inhaltsstoffe a) der kontaminierten Stofffracht des erzhöffigen und altindustriellen Einzugsgebietes der Mulde und b) der Immissionen des Bitterfeld-Wolfener Chemieindustriestandortes aufweisen. Ziel der Untersuchungen war es, Aussagen hinsichtlich ausgewählter Schwermetall- und Organikagehalte in Bodenprofilen vergleichbarer Böden in der Muldenaue zu treffen, in Abhängigkeit von der Tiefenverteilung, der Differenzierung zwischen emittentennahen und emittentenernen Standorten und der Nutzung.

Untersuchungsmethoden

Die Aufnahme und Beprobung der Bodenprofile erfolge nach Bodenkundlicher Kartieranleitung. Neben den Bodenstandarddaten: Textur, Humusgehalt, C/N, pH-Wert, wurden die Schwermetallgesamtgehalte: Cu, Zn, Pb, Cd, Hg und As über die gesamte Profiltiefe horizontbezogen ermittelt. Die Bestimmung der Organikagehalte blieb auf die obersten vier Horizonte beschränkt. Die verwendeten Labormethoden wurden bei OPP und Hanschmann (1993) sowie bei BORSDORF, OPP und STACH (1993) beschrieben.

Ergebnisse

Bei den Böden in emittentennaher Position (Abb. 1) handelt es sich um Auenpodsole (Wald und Wiese) bzw. um eine Podsol-Braunerde. Die Böden in emittentenerner Position (Abb. 2) wurden als Podsol-Pseudogley aufgenommen. Generell fällt auf, daß im Durchschnitt aller Schwermetallgehalte die emittentenernen Standorte höhere Konzentrationen als die emittentennahen Standorte aufweisen. Die relativ geringeren Konzentrationen der Letzteren kann auf die unmittelbare Nähe zu den Emittenten, auf die dort sorptions- und FATärmeren Unterböden und auf das Ausbleiben von Überschemmungen durch die Mulde, unterhalb des Muldestausees zurückgeführt werden. Die höheren Organika-Konzentrationen treten dagegen an den emittentennahen Standorten auf. Dies kann mit den dort im Durchschnitt höheren Humusgehalten erklärt werden, andererseits zeigt die exakte Isomeren- und Homologenverteilung verschiedener Stoffklassen, z. B. PCDD und PCDF, daß neben dem immissionsbedingten Eintrag organischer Verbindungen andere Eintragungspfade existieren. Die Schwermetallkonzentrationen (SM) korrespondieren über die Profiltiefe

* Institut für Geographie (i. G.), Universität Leipzig, PF 920, 04105 Leipzig

** UFZ Leipzig-Halle, Sektion Analytik, PF 2, 04301 Leipzig

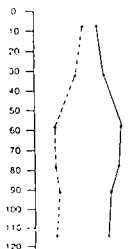
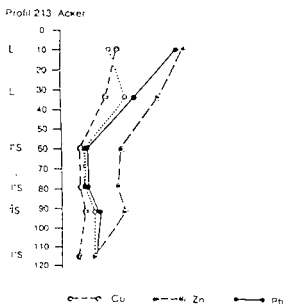
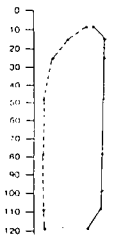
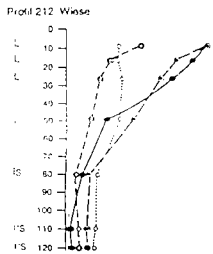
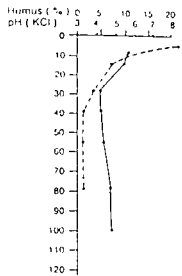
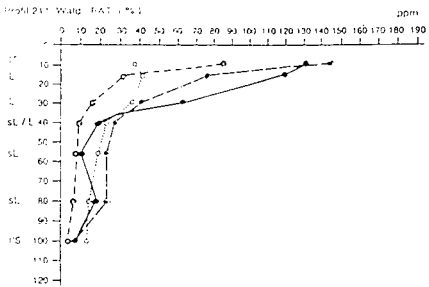
*** UFZ Leipzig-Halle, Sekt. Hydrogeol., Hallesche Straße 44, 06246 B.Lauchst.

weitestgehend mit dem FAT- bzw. Ton- und Feinschluffgehalt. Die FAT-reichen Unterböden der emittentenernen Standorte weisen deshalb noch bis in Tiefen von 110/120 cm erhöhte Schwermetallkonzentrationen auf. Besonders deutlich ist die FAT-SM-Beziehung am Ackerprofil 216. Bei den organischen Verbindungen ist in der Regel mit zunehmender Beprobungstiefe eine deutliche Abnahme der Konzentrationen zu erkennen. Unter den PAK's erreichen 3-ringige zumeist ihre höchsten Konzentrationen erst in der Krumbasis, während alle anderen und auch die Summe der PAK's mit zunehmender Profiltiefe in geringerer Konzentration vorkommen und zwischen 30 und 70 cm an den sorptionsschwachen und humusarmen emittentennahen Standorten die Nachweisgrenze erreichen. An letzteren ist auch eine drastische Abnahme der PeCB-, HCB- und HCH-Gehalte mit der Tiefe feststellbar. An den sorptionsstarken emittentenernen Standorten ist die Konzentrationsreduzierung dieser Organika mit der Tiefe trotz absolut geringerer Konzentrationen nicht so deutlich ausgeprägt. Im Bereich der Pflugsohlenverdichtung des Ackerstandortes treten sogar die höchsten Konzentrationen dieser Verbindungen auf. Die DDX-Konzentrationen am emittentennahen Standort nehmen wiederum mit zunehmender Profiltiefe deutlich ab, während am emittentenernen Wiesen-Standort die höchsten DDT-Gehalte aller untersuchten Böden erst in einer Tiefe von 14-26 cm und die höchsten DDD-Gehalte im Bereich der Pflugsohle ermittelt wurden.

Bzgl. des Nutzungseinflusses kann festgestellt werden, daß die Waldprofile die höchsten und die Ackerprofile die niedrigsten Schwermetallgehalte aufweisen. Die Wiesenstandorte haben eine Übergangstellung. Die PAK's weichen am emittentennahen, die DDX- sowie die PeCB-, HCB- und HCH-Gehalte am emittentenernen Wiesenprofil von der zuletzt genannten Tendenz ab, in dem dort die jeweils höchsten Konzentrationen dieser Organika ermittelt wurden. Die PCDD/PCDF-Konzentrationen nehmen in der Reihenfolge Wiese, Wald, Acker ab, wobei am emittentennahen Standort deutlich höhere PCDD/PCDF-Gehalte auftreten (vgl. Abb1 und Abb.2).

Schlußfolgerungen

Obwohl die analysierten Schwermetall- und Organikagehalte in den Böden der Muldeaeue nicht die Rekordhöhen anderer Problemgebiete erreichen, werden Boden-Normalwerte sehr deutlich und auch einige Grenzwerte überschritten. Während die überhöhten Konzentrationen der Schwermetalle in den Böden der Muldeaeue zu einem bedeutenden Teil mit dem Fremdwasser aus dem Einzugsgebiet der Mulde eingetragen werden, scheinen für den Eintrag der Organika fast ausschließlich die örtlichen Chemiebetriebe verantwortlich zu sein. Die ermittelten Schadstoffgehalte in den Böden stellen eine aktuelle und vor allem potentielle Gefahr für die Nahrungskette dar. Letztere bleibt auch bestehen, obwohl auf den landwirtschaftlich genutzten Wiesen- und Ackerflächen die Nutzung inzwischen eingestellt wurde. Mit der drastischen Reduzierung staubhaltiger Emissionen und der Düngung unterliegen diese Standorte jetzt verstärkt der Versauerung, was die Mobilisierung und Verlagerung der Schwermetalle fördert. Eine übermäßige Versauerung muß auch zum Zweck der Fixierung der Organika verhindert werden, weil diese sonst mit den säurelöslichen Humusfraktionen oder infolge des versauerungsbedingten Tonzerfalls gelöst und verlagert werden. Die Untersuchungen an den unterschiedlich genutzten Standorten der Muldeaeue zeigten, daß die Ziele des aktuellen und vorsorgenden Bodenschutzes nur erreicht werden können, wenn Grundlagenuntersuchungen in Abhängigkeit von der Nutzung, von der Immissions-situation, sowie von der Überschwemmungs- und von der Substrat- und Bodensituation ein entsprechend differenziertes Management nachsichziehen.



—○— Cu —□— Zn —▲— Pb
 —○— PAK's Ton + Feilschluff —○— Humus ——— pH-Wert

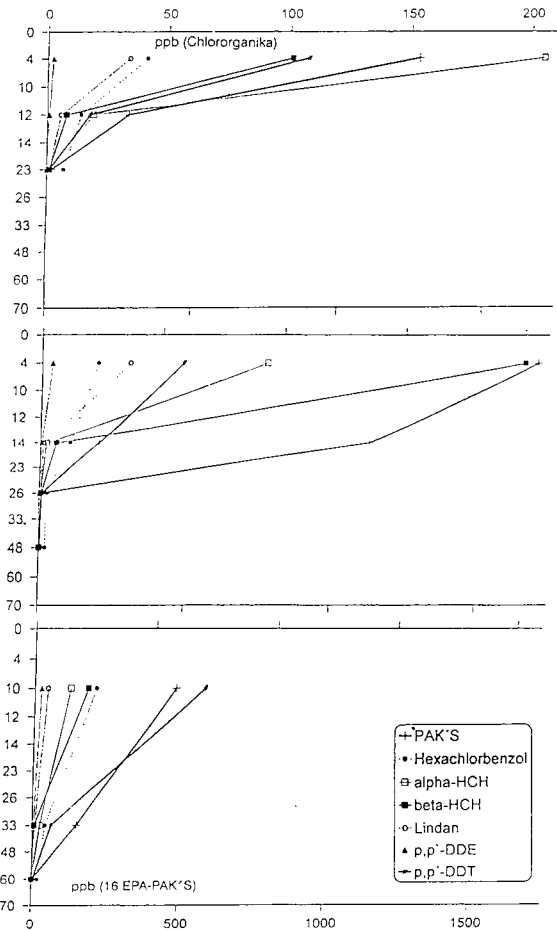
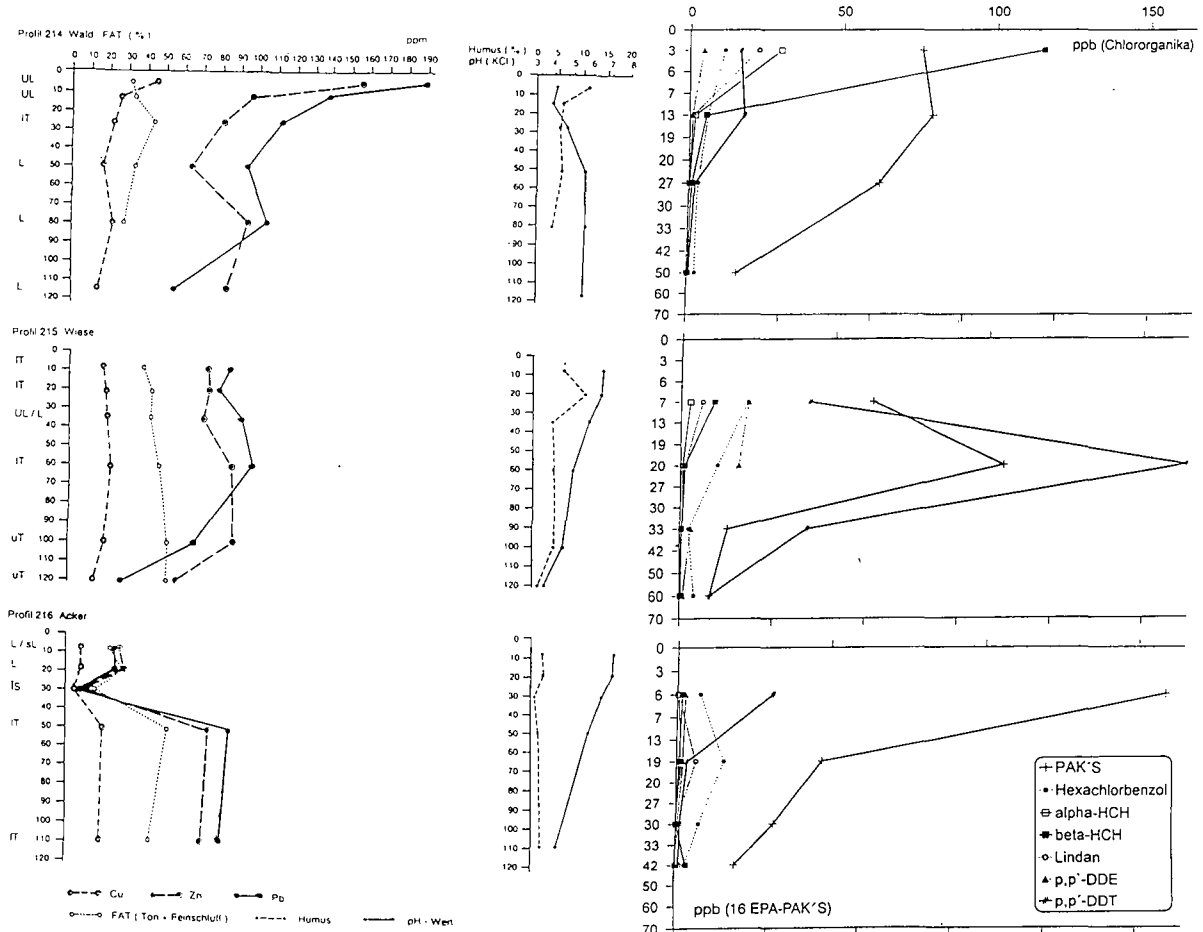


Abbildung 1: Schwermetallgehalte, Konzentrationen organischer Verbindungen sowie Standardeinstufung von drei unterschiedlich genutzter Aueböden in unmittelbarer Position zum Industriekomplex Bitterfeld (Standort Wolfen)

Abbildung 2: Schwermetallgehalte, Konzentrationen organischer Verbindungen sowie Standdaten dreier unterschiedlich genutzter Aueböden in ermittelterer Position zum Industriekomplex Bitterfeld (Standort Rösa)



Schadstoffe in Leipziger Böden

von

Schulte, G.

Einleitung

Im Rahmen des am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle bearbeiteten BMBF-Verbundprojektes *Stadtökologischer Strukturwandel der Stadtregion Leipzig* wurden im Teilprojekt *Schadstoffhaushalt in Böden verdichteter Siedlungsformen (Stadtböden)* Untersuchungen zu Schadstoffgehalten und deren Mobilität anhand von ausgewählten städtischen Böden durchgeführt.

Ausgehend von der Annahme, daß in einem zu DDR-Zeiten hoch industrialisierten und auch heute noch dicht besiedelten Raum wie Leipzig Stoffe, die bei Produktionsprozessen anfallen, bei der Verbrennung fossiler Energieträger emittiert und bei der Sedimentation von Überschwemmungsmaterial zu Umweltbelastungen führen, sollte in den Jahren 1994 und 1995 geprüft werden, inwieweit sich diese Belastungen auch im Boden wiederfinden lassen.

Material und Methoden

Als Untersuchungsstandorte (vgl. Abb. 1) dienten Grün-, Park- und Waldflächen, die in bezug auf ihre Nutzung miteinander vergleichbar sind, sich aber in den bodentypologischen Eigenschaften und Emissionssituationen voneinander unterscheiden.

Mindestens fünf typische, beziehungsweise repräsentative Standorte je Untersuchungsgebiet wurden beprobt, um nicht nur die Varianz zwischen den verschiedenen Untersuchungsgebieten, sondern auch innerhalb dieser Gebiete feststellen zu können.

In Tabelle 1 sind die Nutzungen und Bodentypen der Untersuchungsgebiete dargestellt.

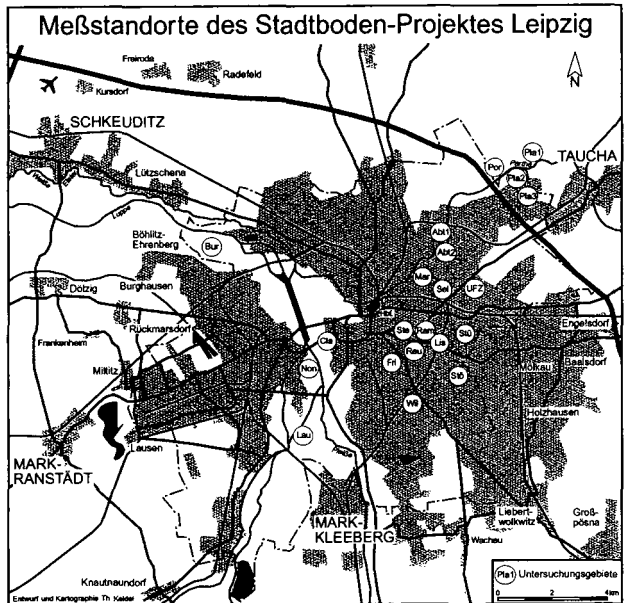


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete

Tab. 1: Nutzungen und Bodentypen der Untersuchungsgebiete

Untersuchungsgebiete	Nutzungen	Bodentypen
Plaußig 1 (Pla1)	Wiese	Vega-Auengleye, Allosole/Auengleye
Plaußig 2 (Pla2)	Wald	Vega-Auengleye
Plaußig 3 (Pla3)	Wald	Braunerden, Regosole, Pseudogleye
Portitz-Mühle (Por)	Wald	Anmoorgleye, Vega-Auengleye, Allosole
Abtnaundorfer Park 1 (Abt1)	Wiese	Vega-Auengleye, Anmoorgleye
Abtnaundorfer Park 2 (Abt2)	Wald	Anmoorgleye, Allosole/Auengleye
Mariannenpark (Mar)	Rasen	Braunerden, Allosole, Phyrosole
UFZ-Gelände (UFZ)	Rasen	Allosole, Phyrosole, Allosole/Technosole
Volkspark Sellerhausen (Sel)	Rasen	Allosole, Hortisole, Phyrosole
Ramdorscher Park (Ram)	Rasen	Allosole, Hortisole, Phyrosole
L. - Hermann-Park (Lis)	Rasen	Hortisole, Allosole, Phyrosole
Reudnitzer Park (Reu)	Rasen	Allosole, Nekrosole
Stephaniplatz 1 (Ste1)	Rasen	Allosole, Phyrosole
Stephaniplatz 2 (Ste2)	Rasen	fossiler jYA unterhalb von Ste1
Volkshain Stünz (Stü)	Wiese/Rasen	Vega-Auengleye, Kolluvien, Pseudogleye
Friedenspark (Fri)	Wiese/Rasen	Allosole/Parabraunerden
Wilhelm-Külz-Park (Wil)	Wiese/Rasen	Allosole/Amphigleye, Allosole
Stötteritzer Wäldchen (Stö)	Wald	Allosole/Pseudogleye, Allosole, Gleye
Clara Zetkin Park (Cla)	Wiese/Rasen	Allosole, Auengleye, Vega-Auengleye
Lauer (Lau)	Wiese	Allosole/Auengleye, Phyrosole
Nonne (Non)	Wald	Auengleye, Auenparabraunerden, Allosole
Burgau (Bur)	Wald	Auenparabraunerden, Parabraunerden

Vorrangig von Oberbodenproben wurden die Gehalte an Schwermetallen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen bestimmt. Zur Kennzeichnung der potentiellen Mobilisierbarkeit der Schwermetalle wurden außerdem einige bindungsrelevante Parameter erfaßt (Korngröße, pH-Wert, Humusgehalt, Kationenaustauschkapazität, dissolved organic carbon = DOC, Eisen und Mangan) und verschiedene Bestimmungs-/Extraktionsverfahren für Schwermetalle (Röntgenfluoreszenzanalyse, Königswasseraufschluß und Ammoniumnitratextraktion) angewendet.

Ergebnisse

Stellvertretend für die Schwermetalle werden in Abbildung 2 und 3 die königswasserlöslichen und ammoniumnitratextrahierbaren Bleigehalte der mineralischen Oberböden dargestellt.

Signifikant höhere königswasserlösliche Bleigehalte sind in den Böden der Untersuchungsgebiete Liselotte-Hermann-Park und Stephaniplatz 2 (fossile jYA-Horizonte) gegenüber den übrigen Böden festzustellen. Im Mittel hohe und z.T. sehr hohe maximale Bleigehalte weisen auch die Böden der stadtzentrumsnahen Gebiete im Volkspark Sellerhausen und im Ramdorscher Park auf, die auf den atmosphärischen Eintrag von Emissionen aus dem Kfz-Verkehr, der metallverarbeitenden Industrie und der Kohleverbrennung zurückzuführen sind. Erwähnenswert in diesem Zusammenhang sind die hohen Korrelationskoeffizienten zwischen Blei, Kupfer und Zink ($r = 0.6$ bis 0.8), die hoch signifikant abgesichert werden konnten. Einige innerstädtische Untersuchungsstandorte, insbesondere alle untersuchten Böden des Reudnitzer Parkes und des Stephaniplatzes 1, sind kaum mit Blei belastet, welches auf den vor kurzer Zeit durchgeführten Bodenaustausch oder die Überdeckung des ehemaligen Oberbodens mit nicht belastetem Material zurückzuführen ist. Dadurch lassen sich die z.T. beträchtlichen Innergruppenvarianzen der Bleigehalte vieler Untersuchungsgebiete erklären. Hohe Bleigehalte im Boden sind auch am nordöstlichen Stadtrand von Leipzig im Untersuchungsgebiet Portitz-Mühle zu finden. Dieses ist auf die unmittelbare Nähe dieser Standorte zur Autobahn impliziert.

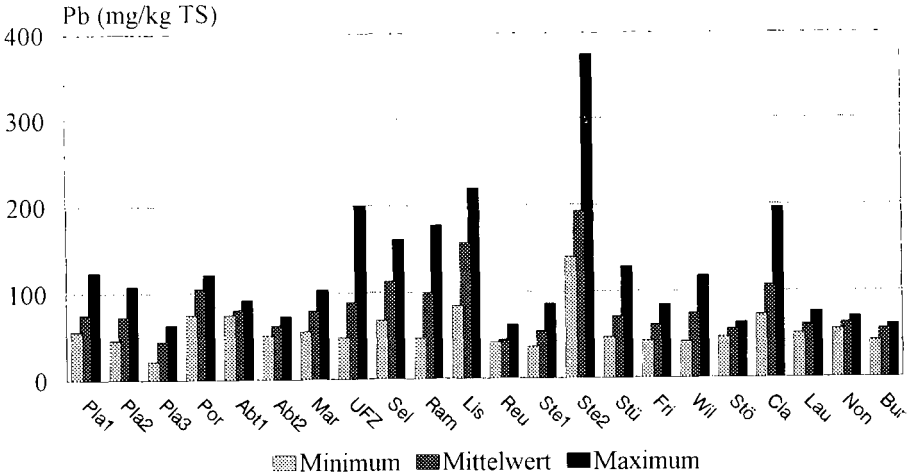


Abb. 2: Königswasserlösliche Bleigehalte

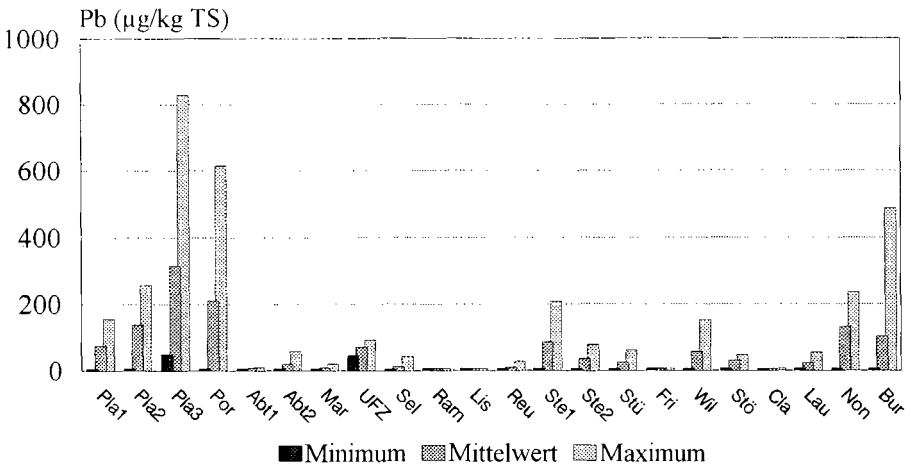


Abb. 3: Ammoniumnitratextrahierbare Bleigehalte

Ein ganz anderes Bild zeigt sich bei den ammoniumnitratextrahierbaren Bleigehalten. Korrelationsberechnungen zwischen königswasserlöslichen und ammoniumnitratextrahierbaren Schwermetallen ergaben auch nur für die schwer löslichen Metalle Kupfer und Chrom relativ hohe Korrelationskoeffizienten ($r > 0.6$). Insgesamt sind die mobilen Kupfer- und Chromgehalte, wie nicht anders zu erwarten war, sehr niedrig. Für die Mobilität der Schwermetalle Cadmium, Eisen, Mangan, Nickel, Blei und Zink ist in dieser Untersuchungen die Bodenreaktion verantwortlich. So lassen sich unabhängig von der Höhe des Tongehaltes die höchsten ammoniumnitratextrahierbaren Bleigehalte in den Böden finden, die niedrige pH-Werte, hohe Humusgehalte bei gleichzeitig hohen DOC-Konzentrationen aufweisen. Da die meisten innerstädtischen Böden durch den mittelbaren Eintrag von basisch

wirkendem Bauschutt- und Schlackematerial oder durch basisch wirkende Stäube höhere pH-Werte als natürlich gewachsene Böden in relativ emissionsgeschutzten Lagen aufweisen, sind „Stadtbdoden“ im Hinblick auf die Schwermetallmobilität mit einer damit verbundenen Gefahr einer ökotoxikologischen Wirkung trotz hoher Schwermetallgesamtgehalte zur Zeit noch günstiger anzusehen als z.B. schwach podsolierte oder anmoorige Böden in „naturnaher Landschaft“.

In Abbildung 4 werden beispielhaft für die untersuchten 15 polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) aus der EPA-Prioritätenliste (16 PAK mit Ausnahme des Acenaphtylens) die Benzo(a)pyrengelalte der untersuchten Böden dargestellt. Auffällig sind die guten Übereinstimmungen zwischen ermittelten königswasserlöslichen Bleigehalten und Benzo(a)pyrengelhalten in den Böden der verschiedenen Untersuchungsgebiete. Der Korrelationskoeffizient zwischen diesen beiden Schadstoffen liegt bei 0.6 und konnte hoch signifikant abgesichert werden. Somit stammen sowohl die Schwermetalle Zink, Kupfer und Blei als auch die PAK vermutlich aus gemeinsamen Emissionsquellen, beziehungsweise aus einer Kombination verschiedener Quellen. In Leipzig waren dies vor allem die Kohleverbrennung in Kraftwerken und Hausfeuerungsanlagen und die metallverarbeitende Industrie.

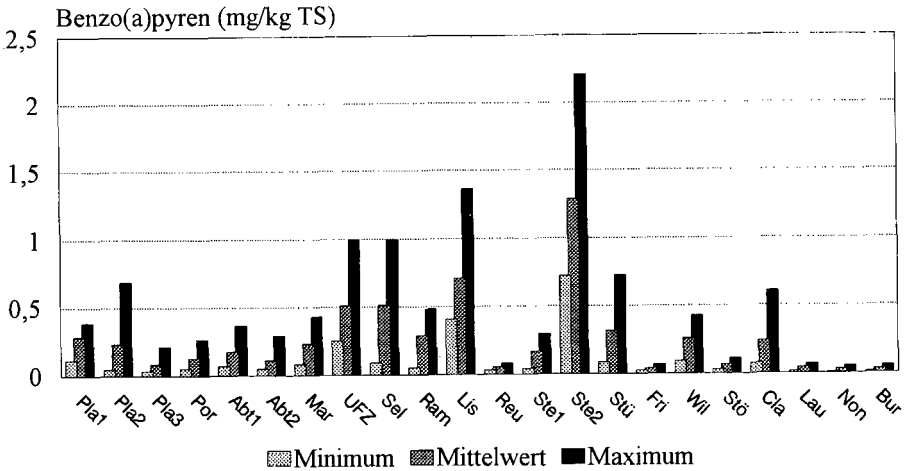


Abb. 4: Benzo(a)pyrengelalte

Fazit

Deutlich zeigte sich, daß es in den verschiedenen Untersuchungsgebieten, die naturnah und naturfern gelegen - und unterschiedlichen Emittenten ausgesetzt sind, zu Schwermetallimmissionen in die Böden gekommen ist. Besonders hohe Konzentrationen sind in unmittelbarer Entfernung zu Emittenten gefunden worden (uberschwemmungsbereiche der Parthe, im Einflußbereich stark befahrener Strassen aber auch Schienen) und im „kleinindustriell“ und durch „Hausbrand“ geprägten Mischgebiet Reudnitz/Sellerhausen). Beziehungsgefüge zwischen Schwermetallgehalt und bindungsrelevanten Liganden konnten nur andeutungsweise festgestellt werden. Für die Mobilisierbarkeit der meisten Schwermetalle ist die Bodenreaktion mit damit einhergehender DOC-Konzentration der Bodenlösung verantwortlich, unabhängig ob im Boden hohe oder niedrige Gesamtschwermetalle vorhanden sind. Als Hauptverursacher der zum Teil sehr hohen PAK-Belastung könnte hauptsächlich der Hausbrand in Frage kommen (höchste Konzentrationen im Mischgebiet Reudnitz/Sellerhausen). In der Nähe stark befahrener Straßen, Schienen und im uberschwemmungsbereich der Parthe sind ebenfalls hohe PAK-Konzentrationen im Boden vorzufinden.

Verhalten von β -HCH in hochbelasteten Auenböden im Gebiet der Dessauer Muldeauen

von

Schulz, E.; Klimanek, E.-M.¹

Problemstellung

Im Gebiet der Muldeauen im Raum Dessau wurden neben Schwermetallen stellenweise erhebliche Belastungen des Bodens besonders an β -HCH festgestellt. Ursache für das Vorhandensein dieser Substanz ist die frühere Lindanproduktion im Umfeld dieser Region. Als Neben- und Abprodukte der Produktion von Lindan gelangten die α -, β - und δ -Isomeren mit dem Produktionsabwasser in die Mulde und die angrenzenden Flächen. Aufgrund verschiedener Überflutungsereignisse wurden diese Substanzen im Muldenauegebiet verteilt und verursachten hier Bodenkontaminationen. Vor allem das β -HCH ist aufgrund seiner Persistenz heute Hauptbelastungskomponente. Zur Abschätzung der künftigen Nutzung der betreffenden Flächen werden Untersuchungen zu Umweltrisiken (Mobilität, Pflanzenaufnahme) im Rahmen eines vom MUNR Sachsen-Anhalt geförderten Forschungsprojektes durchgeführt. Anhand von Tiefenuntersuchungen zu den Gesamtgehalten des β -HCH, zu wasserlöslichen und heißwasserlöslichen Anteilen dieser Substanz sowie zur Aufnahme durch Gräser am Standort werden erste Ergebnisse vorgestellt.

Material

Im Oktober 1995 wurden in Zusammenarbeit mit dem Geologischen Landesamt Sachsen-Anhalts an verschiedenen Stellen des Muldenauegebietes der Region Dessau (Abb. 1) Bodenprofile aufgenommen. Die ausgewählten Flächen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Lage zur Mulde und der Häufigkeit von eintretenden Überflutungsereignissen bzw. des Grundwassereinflusses. Aus den in Tab. 1 beschriebenen Bodenschichten, die entsprechend den Bodenhorizonten unterteilt wurden, sind die charakteristischen Bodendaten zu entnehmen. Darüberhinaus wurde an den entsprechenden Probenahmeorten auenspezifische Gräser sowie Flußsediment und Flußwasser entnommen. Böden, Pflanzen, Sediment und Wasser wurden auf ihre Gehalte an β -HCH untersucht.

Methoden

Die Extraktion der Böden und Sedimente erfolgte über insgesamt 70 min. im Soxtec-Extraktor der Fa. PERSTORP ANALYTICAL mit n-Hexan. Die Extrakte wurden nach einer Reinigung an Kieselgel 60 (Fa. MERCK) in Isooktan aufgenommen.

Pflanzen wurden unter Berücksichtigung ihres Wassergehaltes in einem Aceton/Wasser-Gemisch (2:1) in einem Extraktionsverhältnis von 1:20 in einem hochtourigen Homogenisator (24.000 U min⁻¹) der Fa. SCHRADER 3 min. mazeriert, die Extrakte einer flüssig-flüssig Extraktion mit Dichlormethan unterzogen und die über Natriumsulfat getrockneten Extrakte nach Reinigung an Kieselgel 60 in Isooktan aufgenommen.

Die Bodenlösungen wurden durch Aufschlännen des Bodens (ca. 50ml nach Erreichen des Sättigungsgrades von 200 g Boden) und einer Standzeit von 24 Stunden im Kühlschrank durch

¹ Dr. Elke Schulz und Dr. habil. Eva-Maria Klimanek, UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Hallesche Straße 44, D-06246 Bad Lauchstädt

Zentrifugation in einer großvolumigen Kühlzentrifuge der Fa. KONTRON 40 min. bei 2000 U min⁻¹ gewonnen.

Die Heißwasserextrakte wurden durch eine Extraktion der Böden mit dest. Wasser (Extraktionsverhältnis 1:5) eine Stunde am Rückfluß und anschließender Zentrifugation erhalten.

Mit aliquoten Teilen dieser wässrigen Extrakte wurde eine flüssig-flüssig Extraktion mit n-Hexan durchgeführt, über Natriumsulfat getrocknet und in Isooktan aufgenommen.

Die Detektion der Einzelsubstanzen erfolgte in einem GC 5890 der Fa. HEWLETT PACKARD gaschromatographisch mittels ECD.

Die Bestimmungsgrenzen für β -HCH lag unter den angegebenen Bedingungen bei 0,03mg/kg /1/.

Tab. 1: Charakterisierung der Probenahmeorte
(Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt: STRING, WELLER, MÜLLER 1995)

Schicht	Tiefe (cm)	Bodenbildendes Gestein	Organ. Substanz (%)
G 1	1	Sand	2 - 3
	2	Sand	< 1
	3	Sand	< 1
	4	Sand	-
G2	1	Auenlehm	4 - 6
	2	Auenlehm	1
	3	Auenlehm	2 - 3
	4	Auenlehm	1 - 2
	5	Sand	< 1
	6	Sand	-
G3	1	Auenlehm	2 - 4
	2	Auenlehm	< 1
	3	Auenlehm	-
	4	Auenlehm	-

Ergebnisse

- In Abb. 1 sind die Gehalte an HCH-Isomeren für die oberste Bodenschicht der Probenahmestandorte dargestellt. Es ist daraus ersichtlich, daß β -HCH die Hauptbelastungskomponente ist, während das Lindan selbst wie auch die α - und δ -Isomeren nur in Spuren, wenn überhaupt, auftreten. Die Ursache dafür liegt in der Beschaffenheit und den Eigenschaften des β -HCH, das aufgrund seiner symmetrischen Molekülgestalt unpolar, sehr wenig wasserlöslich und schwer biologisch abbaubar ist.

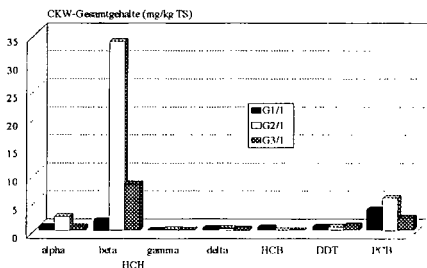


Abb. 1: Gesamtgehalte an ausgewählten Chlorkohlenwasserstoffen in der obersten Bodenschicht der Probenahmestellen im Untersuchungsgebiet der Dessauer Mulde nahe des Ortsteils Kleutsch

- Die Verteilung des β -HCH entlang der Bodenprofile (Abb. 2) ist an den drei Probenahmestellen sehr unterschiedlich. Besonders interessant ist der Standort G1. Dort sind in den oberen beiden Schichten nur etwa 1,5 ppm β -HCH enthalten. In der Schichttiefe von 40-60 cm hingegen sind rd. 23 ppm nachgewiesen worden; darunter wiederum nur geringe Mengen.

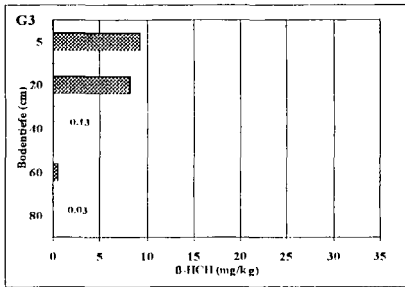
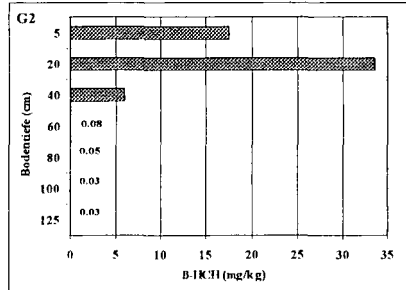
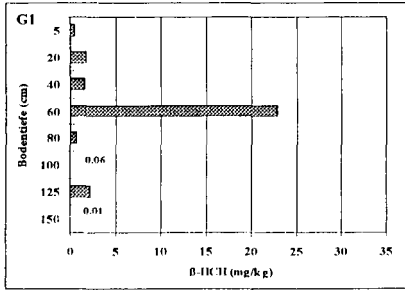


Abb. 2: Gesamtgehalte an β -HCH entlang des Bodenprofils der drei Probenahmestellen im Auegebiet der Dessauer Mulde nahe des Ortsteils Kleutsch

- Der β -HCH-Gehalt in verschiedenen Pflanzenteilen von Gras der Standorte ist in Abb. 4 dargestellt. Der unterschiedliche Kontaminationsgrad der oberen Bodenschicht zeigt keinen Einfluß auf den doch recht beachtlichen Gehalt an β -HCH in den Sproßteilen der Gräser von rd. 3-5 mg/kg TS. Der Gehalt an β -HCH in den Stoppeln, Wurzeln und im Siebrückstand der Wurzeln dagegen folgt dem Kontaminationsgrad des Bodens in der obersten Bodenschicht, wobei in den Stoppeln höhere Gehalte als im Boden gefunden wurden.

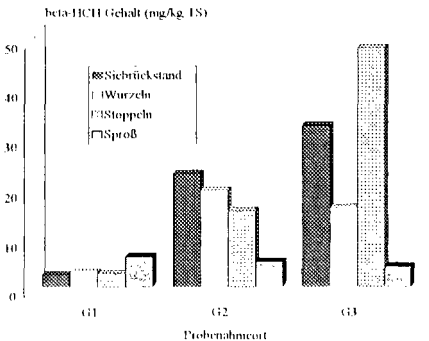


Abb. 3: Gehalt an β -HCH in verschiedenen Pflanzenteilen von auenspezifischen Gräsern der drei Probenahmestellen im Auegebiet der Dessauer Mulde nahe des Ortsteils Kleutsch

- Trotz teilweise hoher Gesamtgehalte an β -HCH im Boden sind in der Bodenlösung keine oder keine nennenswerten Mengen nachweisbar. Demgegenüber sind im Heißwasserextrakt der Böden (Abb. 4) durchaus beachtliche Mengen dieser Substanz zu finden und zwar jeweils ca. 8 - 11 % des Gesamtgehaltes an β -HCH. Die Heißwasserfraktion enthält neben der mikrobiellen Biomasse auch besonders leicht umsetzbare organische Substanz des Bodens und korreliert eng mit einigen bodenbiologischen Parametern /2/. Aufgrund dessen ist sie u.a. für die Abschätzung der Nährstoffnachlieferung aus der Bodenmatrix und möglicherweise auch für die Beurteilung einer Schadstoffverfügbarkeit nutzbar /3/.

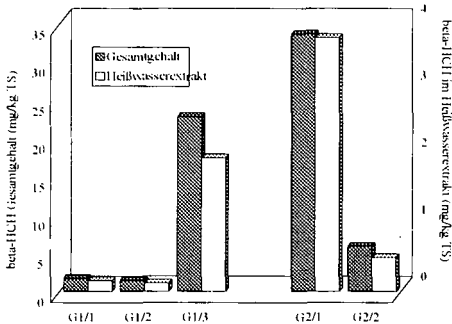


Abb. 4: Gesamtgehalt bzw. heißwasserextrahierbarer Gehalt an β -HCH in unterschiedlichen Bodenschichten zweier Probenahmestellen im Auegebiet der Dessauer Mulde nahe des Ortsteils Kleutsch

Schlußfolgerungen

- Im Gebiet der Muldeau des Raumes Dessau sind einige stark mit Schadorganika belastete Flächen zu finden. Hauptbelastungskomponente an Schadorganika ist β -HCH.
- Der Kontaminationsgrad wird beeinflusst durch die Lage der Fläche zur Mulde und ihrer Exposition für Überflutungsereignisse.
- Auch in tieferen Bodenschichten entlang der Profile wurde das β -HCH nachgewiesen, so daß durchaus von einer möglichen Verlagerung ausgegangen werden könnte.
- β -HCH wurde von den standortspezifischen Gräsern in beträchtlichen Mengen aufgenommen. Die Stoppeln sind aufgrund der vorliegenden Ergebnisse offensichtlich Akkumulatoren für diese Substanz.
- Die Gehalte der Heißwasserfraktion an β -HCH sprechen dafür, diese Fraktion künftig intensiver hinsichtlich ihrer Eignung zur Abschätzung der Verfügbarkeit von Schadorganika zu untersuchen

Literatur

- /1/ K. Heinrich, E. Schulz: Einfluß des Belastungsgrades unterschiedlicher Böden an ausgewählten pestizid wirkenden Chlorkohlenwasserstoffen auf deren Aufnahme durch Möhre im Gefäßversuch. Z. Pflanzenern Bodenkd. (1996, i. Druck)
- /2/ E. Schulz: Die heißwasserextrahierbare C-Fraktion als Kenngröße zur Einschätzung des Versorgungszustandes der Böden mit organischer Substanz (OS). Tag. Ber. Akad. Landwirtsch.-Wiss. Berlin (1990) 295, 269-275
- /3/ N.A. Titova, L.S. Travnikova, V.A. Bol'shakov, B.M. Kogut, Z.N. Kachnovic, N.H. Ismagilova, S.E. Sorokin, E. Schulz und M. Körschens: Untersuchungen zur Verteilung von Schwermetallen in verschiedenen Bodenfraktionen zur Abschätzung ihrer Mobilität und damit ihres Risikos für die Umwelt. Arch. Acker-Pfl. Boden. 39(1995), 93-105

Räumlich variable Verlagerung des Herbizids Chlortoluron in einem Sandboden über Winter

von

Zander, Ch.; Streck, T.; Richter, J.*

Einleitung

Zur gängigen landwirtschaftlichen Praxis gehört der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. Allein im Jahr 1991 betrug der Inlandsabsatz im gesamten Bundesgebiet 37 000 t, wovon 53 % auf Herbizide entfielen (Umweltbundesamt 1994). Um das von diesen Einträgen ausgehende Gefährdungspotential für das Grundwasser realistisch einschätzen zu können, ist es notwendig, die räumliche Variabilität der Verlagerung zu berücksichtigen.

Im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 179 „Wasser- und Stoffdynamik in Agrar – Ökosystemen“ der DFG wurden anhand des Phenylharnstoffherbizids Chlortoluron Untersuchungen in einem Freilandversuch angestellt, die Rückschlüsse auf die Zusammenhänge zwischen Sorptionsparametern und Verlagerungsverhalten ermöglichen. Die ermittelten Daten werden bezüglich ihrer Variabilität betrachtet und sollen als Grundlage zur mathematischen Beschreibung der Verlagerung mittels eines Bodensäulenmodells herangezogen werden.

Freilandversuch

Auf einem konventionell bewirtschafteten Sandboden im Untersuchungsgebiet Nienwohlde südlich von Uelzen, Niedersachsen, wurde im Herbst 1994 der Wirkstoff Chlortoluron in der Formulierung Dicuran[®] als Spritzung ausgebracht. Gemäß Empfehlung der Biologischen Bundesanstalt wurde eine Menge von 2,1 kg Wirkstoff pro Hektar auf Wintergerste appliziert.

Auf einer Versuchsfläche von 0,86 Hektar wurde ein 12 x 20 m Raster mit 62 Punkten eingezeichnet. Um diese Fläche herum wurde ein Streifen von 10 m mit in die Ausbringung einbezogen, um Randeffekte zu vermeiden. Niederschlagswerte und Bodentemperaturdaten stehen über die Datenbank des SFB zur Verfügung.

*Sonderforschungsbereich 179 „Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen“, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig

Probenahme

Im Winterhalbjahr 1994/95 wurden 4 Tage nach der Applikation (4. 11.) an allen Rasterpunkten Mischproben von 0-10 cm Tiefe zur Ermittlung der Anfangsverteilung genommen. Für die Untersuchung der Verlagerung wurden an jeweils 30 Rasterpunkten an drei Terminen Bodenprofile des Oberbodens von 0-30 cm in einer Tiefenauflösung von 3 cm beprobt. Die Probenahme erfolgte nach 32, 61 und 136 Tagen entsprechend 60, 130 und 353 mm Niederschlag. Dazu wurden säulenförmige Probekörper mit einem Durchmesser von 5 cm in PVC – HülSEN entnommen (HUMAX – Verfahren, Dibbern 1992), tiefgefroren und in Scheiben zersägt. Um Verschleppungseffekte zu vermeiden, wurde eine Randschicht von 1 cm entfernt. Die weitere Lagerung erfolgte tiefgefroren in Glasschalen.

Bodenart	lehmiger Sand S12
C _{org} (0-30 cm)	1,0 Gew.-%
Lagerungsdichte	1,3 g/cm ³
Sand	78,5 %
Schluff	15,0 %
Ton	6,5 %
pH (CaCl ₂)	5,5

Tab. 1: Einige Eigenschaften des untersuchten Bodens

Methodik

Zur Ermittlung des Gesamtgehaltes der Proben an Chlortoluron wurden 15 g feildfeuchter Boden mit 30 ml Methanol versetzt und 17 h auf dem Horizontalschüttler extrahiert. Der Extrakt wurde zentrifugiert und das Zentrifugat mittels Festphasenextraktion aufbereitet. Hierzu wurden 20 ml des Überstandes in ein Extraktionssäulenreservoir gegeben und mit ca. 60 ml Wasser versetzt. Diese Lösung wurde auf eine mit Methanol und Wasser konditionierte Extraktionssäule mit RP-18 – Material gegeben und nach einer Stunde Lufttrocknung mit Aceton eluiert. Nach Wechsel des Lösungsmittels erfolgte die analytische Bestimmung durch Hochleistungsflüssigchromatographie mit UV-Detektion. Als interner Standard wurde Diuron verwendet. Im Meßbereich von 0,05 – 2,0 mg/l lag der Variationskoeffizient der Bestimmung bei sechsfacher Wiederholung bei 3,4%.

Ergebnisse

Die Verteilung des Wirkstoffs nach der Ausbringung ist bereits mit einer hohen Variabilität behaftet (Abb.1). Obwohl eine Menge von 21 µg/cm² theoretisch zu erwarten gewesen wäre, beträgt der Mittelwert 10,6 µg/cm² bei einem Variationskoeffizienten von 76%.

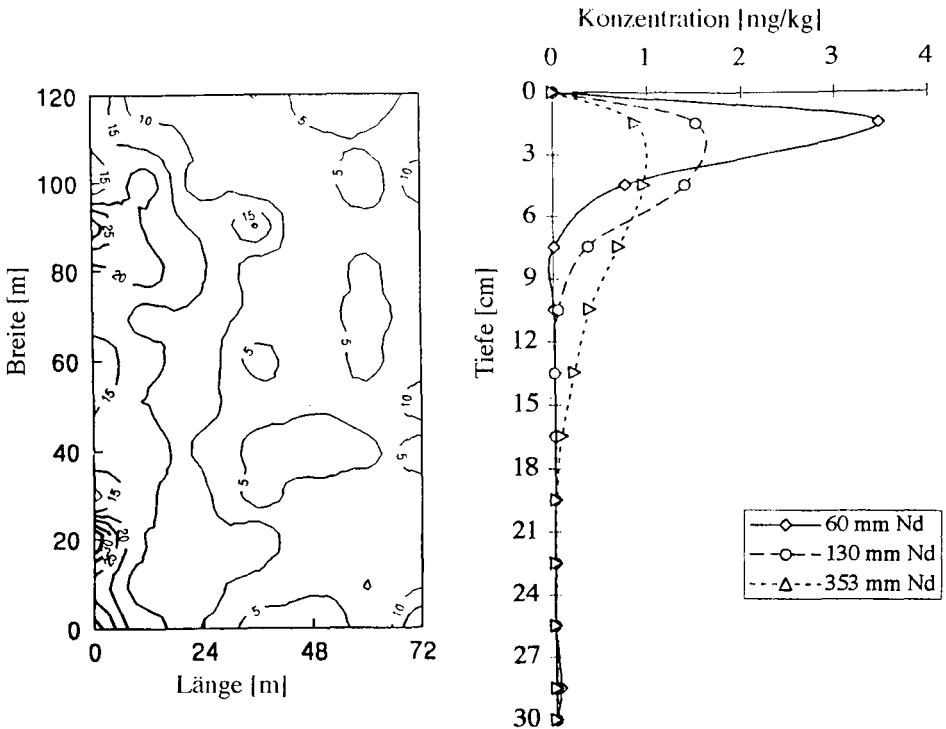


Abb. 1: Verteilung von Chlortoluron nach der Applikation in $\mu\text{g}/\text{cm}^2$

Abb. 2: Verlagerungsprofile von Chlortoluron nach 60, 130 und 353 mm Niederschlag

In Abbildung 2 sind die Verlagerungsprofile an den drei Probenahmeterminen dargestellt. Jeder Datenpunkt ist das arithmetische Mittel aus 30 gemessenen Proben.

Nach 60 mm Niederschlag befindet sich der Hauptanteil an aufgebrachtem Wirkstoff noch im obersten Bodenkompartment. In der Untersuchungsschicht von 27 bis 30 cm Tiefe ist ein geringfügiger Pestizidgehalt zu erkennen, der bei sieben der 30 Profile auftrat und möglicherweise Verlagerung durch präferentiellen Fluß anzeigt. Da jedoch der Variationskoeffizient in diesem Bereich über 200% beträgt, sind diese Werte kritisch zu betrachten.

Nach 132 mm Niederschlag hat sich der Peak erheblich verbreitert. Der Hauptanteil des verlagerten Chlortoluron ist nicht mehr klar einer Schicht zuzuordnen, sondern verteilt sich zu 90% auf die ersten beiden Untersuchungsschichten. Ein zweiter Peak ist nicht mehr zu erkennen.

Das letzte Verlagerungsprofil nach 353 mm Niederschlag zeigt eine weitere Verbreiterung der Front. Der Wirkstoff ist bis in eine Tiefe von 18 cm eingewaschen worden und verteilt sich zu 75%

Bei allen Profilen zeigt sich statistisch ein charakteristisches Bild. Während bei mittleren Konzentrationen von 1 – 3,5 mg/kg der Variationskoeffizient zwischen 53 und 68% liegt, steigt er bei geringeren Gehalten über 130% an. In Tiefen, in denen nur an wenigen Punkten Chlortoluron nachgewiesen werden konnte, liegt er bei über 500%.

Die Schichten mit den Peakmaxima weisen die kleinsten Variationskoeffizienten auf. Während beim ersten Profil allein die oberste Schicht einen Wert von unter 100% aufweist, sind es bei der zweiten Probenahme die beiden oberen und bei der letzten Untersuchung die oberen drei Schichten. Der Variationskoeffizient in der jeweils folgenden Schicht steigt sprunghaft auf den doppelten Wert.

Betrachtet man den Verlauf der Verlagerungskurven im Gesamtbild, zeigt sich ein gleichmäßiger, gesetzmäßig zu beschreibender Transport. In Zukunft soll die Abhängigkeit dieses Transports vom C_{org} – Gehalt der einzelnen Schichten mit einer hohen Auflösung untersucht werden. Untersuchungen zur Sorption und Sorptionskinetik werden ebenfalls folgen (vgl. Streck et al. 1995). Sie sollen als Grundlage für die Simulation des Verlagerungsverhaltens mit einem Bodensäulenmodell dienen.

Literatur

Dibbern, H. (1992):

Zur Simulation des Ausbreitungsverhaltens der Pflanzenschutzmittel Atrazin, Chlortoluron, Isoproturon, Lindan und Terbutylazin im Boden und Grundwasser

Berichte – Reports, Geol.-Paläont. Inst. Univ. Kiel Nr. 49

Streck, T., N.N. Poletika, W.A. Jury, W.J. Farmer (1995):

Description of simazine transport with rate-limited, two-stage, linear and nonlinear sorption

Water Res. Res. **31**, 811-822

Umweltbundesamt (1994):

Daten zur Umwelt 1992/93

Tab. 2: Vergleich der übers Feld gemittelten Konzentrationen

Tiefe [cm]	P1 [mg/kg]	P2 [mg/kg]	P3 [mg/kg]
0-3	3,478	1,516	0,885
3-6	0,770	1,397	0,972
6-9	0,005	0,380	0,700
9-12	0,001	0,052	0,393

Tab. 3: Vergleich der Variationskoeffizienten

Tiefe [cm]	P1 [%]	P2 [%]	P3 [%]
0-3	59,3	54,0	65,6
3-6	157,6	68,6	60,1
6-9	235,0	140,5	62,8
9-12	547,7	246,3	137,0

Schwermetalle in Böden - Abgrenzung und Bewertung von anthropogenen Belastungen unter Berücksichtigung der Bindungsformen

von

Zauner, G.; Stahr, K.*

An Gesteinen und Böden der südwestdeutschen Schichtstufenlandschaft werden erläutert:

- Die Eignung verschiedener Bezugsbasen zur Bilanzierung geogener und somit zur Abgrenzung anthropogener Schwermetall(=SM)-Komponenten in Böden.
- Die Charakterisierung der pedogenen Veränderung von SM-Gehalten und -bindungsformen mittels chemisch-sequentieller Extraktion.
- Die Nutzung von Boden-Ausgangsgesteins-Kombinationen und Chronosequenzen zur Erfassung des langfristigen Verhaltens von SM-Kontaminationen in Böden.

Methoden Die sequentielle SM-Extraktion wurde im wesentlichen von [2] übernommen. Die Extraktions-Chemikalien sowie die damit abgeschätzten SM-Bindungsformen sind in Abb. 4 angegeben. Änderungen bzw. Erweiterungen sowie weitere Methoden siehe [1].

Geignete Bilanzierungsbasis In Abb. 1 werden verschiedene Ansätze zur Prognose geogener Boden-SM-Gehalte anhand von Ausgangsgesteinsproben verglichen. Exemplarisch werden hierzu dargestellt:

- Die Schwermetalle Cd, Cr, Ni und Zn.
- Die stratigraphischen Gruppen Weiß- und Braunjura α ($w\alpha$, $b\alpha$), oberer Stubensandstein (km4o) sowie Gipskeuper (dunkelrote Mergel und mittlerer Gipshorizont ohne Bleiglanzbank; km1).
- Die Ansätze Bezug auf karbonatfreies Material ("SM_f") sowie auf Gesamt-Aluminium (SM_f/Al_f), -Eisen (SM_f/Fe_f) und -Zirkon(ium) (SM_f/Zr_f).

Dazu wurden die Werte jeder Gruppe durch Division mit dem Gruppen-Minimum standardisiert und logarithmisch dargestellt. Dies bewirkt, daß:

- das Minimum jeweils auf "1" liegt, daß
- das Maximum die jeweilige Spannweite markiert und daß
- "gruppenuntypische" Werte (solche, die außerhalb der restlichen liegen) leicht erkennbar sind.

Auffallende Einzelheiten aus Abb. 1 werden im folgenden diskutiert (vgl. [1]):

- Große Spannen bei Cd: \Rightarrow Cd ist in Gesteinen überwiegend karbonatisch gebunden.
 \Rightarrow kein konstantes Verhältnis zu Bilanzierungsbasen.
- Kleine Spannen bei "SM_f": \Rightarrow \pm homogener Kalklösungsrest: Ni im km1 und Zn im $w\alpha$.
- Kleine Spannen bei SM_f/Fe_f: \Rightarrow überwiegend Fe-oxidische SM-Bindung: Cr im $b\alpha$.
- Kleine Spannen bei SM_f/Al_f: \Rightarrow überwiegend silikatische SM-Bindung: Cr und Zn im km4o.
- Größere Spannen bei SM_f/Zr_f: \Rightarrow gegenläufige physikalische und chemische An- bzw. Abreicherungsprozesse bei Sedimento- und/oder Diagenese.

* Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, 70593 Stuttgart

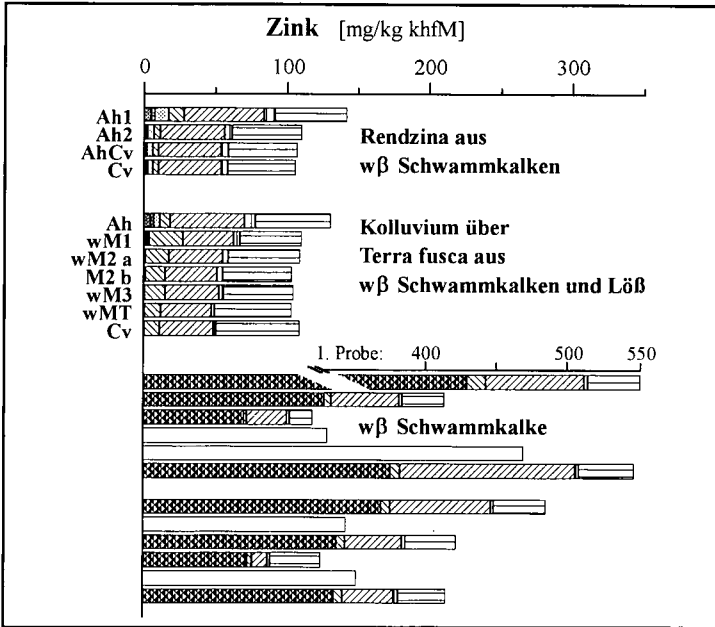


Abb. 3: Zn-Gehalte und -Fraktionen einer Boden-Ausgangsgesteins-Kombination aus wβ-Schwammkalken und Löß. Die Gehalte sind auf karbonat- und humusfreies Material bezogen (=khfM).
 Legende: Abb. 4.

Signatur	Extraktions-Chemikalien:	abgeschätzte SM-Bindungsform
	HAc/Ac/HNO ₃ - pH > 3,8 (nur Gesteine):	SM in Karbonaten
	NH ₄ -Acetat (nur Böden):	±leicht mobilisierbare SM
	NH ₂ OH-HCl (nur Böden):	SM in Mn-Oxiden
	EDTA (nur Böden):	SM in organischer Substanz
	NH ₄ -Oxalat (im Dunkeln):	SM in schlecht kristallinen Fe-Oxiden
	Ascorbinsäure + NH ₄ -Oxalat:	SM in gut kristallinen Fe-Oxiden
	H ₂ O ₂ /HNO ₃ :	SM in Sulfiden und/oder organischer Substanz
	HF/HNO ₃ :	SM in Silikaten / Residualfraktion
	HF/HNO ₃ :	(Gesamtgehalt)

Abb. 4: Legende zu Abb. 2 und 3. Genauerer: siehe Methoden.

Zur Betrachtung der SM-Bindungsformen wurden Proben einer Boden-Ausgangsgesteins-Kombination (Rendzina-Kolluvium-Catena aus wβ-Schwammkalken) chemisch sequentiell extrahiert und jeweils auf karbonat- und humusfreies Material (=khfM) bezogen (Abb. 2 und 3). Dies ermöglicht ein leichtes Erkennen von pedo- bzw. anthropogen bedingten Gehaltsveränderungen, die nicht auf vollständige Residual- und/oder Humusakkumulation zurückzuführen sind. Die unteren drei Horizonte des Kolluviums sind lößbeeinflusst und damit für die folgende Diskussion unbrauchbar.

Pedogene Veränderungen von SM-Gehalten und -bindungsformen werden im folgenden am Beispiel von Pb in Abb. 2 charakterisiert und diskutiert (vgl. [1]):

- Eine Überprägung der geogen bedingten Pb-Verteilung durch eine anthropogene Komponente wird durch die nach oben ansteigenden Gehalte deutlich. Wahrscheinlich ist auch der Cv der Rendzina schon mit anthropogenem Pb kontaminiert. Das anthropogene Pb ist \pm nur in den ersten 3 Fraktionen zu finden.
- Die Pb_T -Variabilität in den Ausgangskalkproben ist sehr groß. Dies erschwert eine genaue Bilanzierung.
- Die mittleren Horizonte des Kolluviums sind anthropogen \pm unbeeinflusst. Der Vergleich mit den Kalken zeigt eine \pm vollständige Residualakkumulation von Pb (vgl. Zn!).
- In den Kalken ist die Residualfraktion deutlich höher. Dies ist wahrscheinlich methodisch bedingt. Möglicherweise wurde PbS in Kalken mit der H_2O_2/HNO_3 -Extraktion nicht erfaßt.
- Das HAC/Ac/ HNO_3 -Pb (+ PbS?) der Kalke wird pedogen leicht freigesetzt (Entkalkung, Oxidation) und geht danach in die EDTA-Fraktion über, wird also überwiegend organisch gebunden.

Rückschlüsse auf langfristiges Verhaltens von SM-Kontaminationen in Böden durch eine Betrachtung von Boden-Ausgangsgesteins-Kombinationen und Chronosequenzen werden im folgenden am Beispiel von Zn in Abb. 3 diskutiert (vgl. [1]):

- Anthropogene Zn-Komponenten sind nur in obersten Horizonten erkennbar. Diese sind auch saurer (pH 4,6 u. 4,1). Beides führt zu einer Erhöhung der ersten 3 Fraktionen.
- Die Zn-Gehalte sind in den Kalkproben deutlich höher als in den Böden (bezüglich khfM; Annahme: Repräsentativität der Kalkproben gegeben). Dies bedeutet, daß das HAC/Ac/ HNO_3 -Zn der Kalke schon bei der Entkalkung ausgewaschen wurde (möglicherweise sogar \pm vollständig). Hieraus läßt sich schließen, daß pedogen freisetzbare Zn (litho- oder anthropogenen Ursprungs) auch im Neutralbereich langfristig mobil/auswaschbar/pflanzenverfügbar bleiben kann.
- Ein Vergleich des Rendzina-Cv (= pedogenetisch relativ junger Horizont) mit dem Kolluvium-wM2b (= pedogenetisch relativ alter Horizont) läßt eine Erhöhung der schlecht- auf Kosten der gut-kristallinen Fe-oxidischen Zn-Fraktion durch Alterung erkennen. Dies heißt, daß auch im oxidierten, schwach sauren Milieu (pH 6,5 im wM2b) Zn in kristallinen Fe-Oxiden nicht dauerhaft fixiert ist.

Schlußfolgerungen Die natürliche SM-Variabilität kann auch in lithostratigraphisch einheitlichen Gesteinen hoch sein. Zur Bilanzierung geogener SM in Böden ist eine ausreichend stabile Basis besonders geeignet, wenn sie auch der Hauptbindungsform des SM entspricht. Eine Kenntnis der SM-Bindungsformen kann bei der Abgrenzung anthropogener SM-Komponenten hilfreich sein und ermöglicht bei Betrachtung geeigneter natürlicher Chronosequenzen bzw. Boden-Ausgangsgesteins-Kombinationen Aussagen über das langfristige Verhalten von (anthropogenen) SM (-Belastungen).

Literatur

- [1] ZAUNER, G. (1996): Schwermetallgehalte und -bindungsformen in Gesteinen und Böden aus südwestdeutschem Jura und Keuper. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 31.
- [2] ZEIJEN, H. & G. W. Brümmer (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges. 59/1: 505-510.

M I T T E I L U N G E N

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

Referate

Sitzung des Arbeitskreises Humusformen

Humusformenkolloquium 1996

22. - 24.08.1996

FRIEDRICHSMOOR

Band 80

1996

Zur Definition von Humusformen ackerbaulich genutzter Böden I. Diagnostische Merkmale

von

Blume, H.-P.; Beyer, L.¹

Abstract:

We propose to differentiate between distinct humusforms of arable soils according to the humus content, the structure and the base saturation of their Ap horizons after Schlichting et al. (1995) similar to USDA (1994): Ackermull and Sandmull similar to mollic, Kryptomull similar to ochric, and Ackermoder similar to umbric. In addition we think it could be useful to limit Kryptomull to a high BS, and to have Kryptomoder with low BS beside. We propose also to name Ackermoder with pronounced bleached mineral particles as Bleichmoder.

Humusformen von Waldböden sind durch bestimmte Kombinationen humusgeprägter Horizonte charakterisiert, z.B. Rohhumus durch Of/Oh(Aeh), Mull durch Of/Ah bzw. Ah (AG Bodenkunde 1994, Schlichting et al. 1995). Das Auftreten verschiedener humusgeprägter Horizonte ist dann auf unterschiedlich intensive Organismen­tätigkeit zurückzuführen. Humusformen sind also Ausdruck biologischer Aktivität von Böden; sie spiegeln die Leistungen der Bodenorganismen beim Zerkleinern, Verwesung und Humifizierung der Streu, beim Vermischen von Humus- und Mineralpartikeln sowie beim Verknüpfen in Form biogener Aggregate wider. Das Konzept der Waldhumusformen läßt sich grundsätzlich auch für Dauergrünland anwenden. Es versagt hingegen bei Acker- und Wechselgrünland, weil dort durch Bearbeitung einer Ausbildung von Auflagehorizonten entgegen gewirkt wird. Es bestehen aber auch bei Ackerböden große Unterschiede in der durch Mikroorganismen und Tiere verursachten Zersetzung, Humifizierung und Aggregation (Beyer und Blume, 1990). Daher ist es sinnvoll, auch Ackerhumusformen auszuweisen. Diese sollten so definiert sein, daß sie im Gelände unterscheidbar sind.

Eine Möglichkeit besteht darin, die diagnostischen Ackerbodenhorizonte der US-Soil Taxonomy heranzuziehen, bei denen eine Gliederung nach dem Humusgehalt, dem Gefüge, der Mächtigkeit, dem Gehalt an verfügbarem Phosphat (als Ausdruck anthropogener Nährstoffzufuhr) und dem Basensättigungsgrad (als Ausdruck der Nährstoffverhältnisse, die die Zusammensetzung der Bodenfauna und -mikroflora stark prägen) (Tab. 1). Die Mehrzahl deutscher Ap-Horizonte würde infolge starker P-Düngung dann aber als **anthropic** zu klassifizieren sein. Außerdem liegt die Grenze zwischen ochric und mollic bzw. umbric mit 0,6 % Corg. (bzw. 1% Humus) für deutsche Verhältnisse sehr niedrig (sie ist eher für Böden arider Klimate geeignet), um ausreichende Differenzierungsmöglichkeiten zu bieten. Schlichting et al. (1995) haben einen Vorschlag in Anlehnung an USDA (1994) gemacht (Tab. 2), der im folgenden erläutert werden soll:

Die Ansprache erfolgt nach der Gefügeform, dem Humusgehalt (abgeleitet aus der Munsell-Farbe einer homogenisierten Mischprobe n. Schlichting et al. (1995) und dem (aus dem pH-Wert nach Tab 3 abgeleiteten) Basensättigungsgrad. Die Mächtigkeit des humosen Oberbodens wurde nicht als Differenzkriterium berücksichtigt, weil diese bis 4 dm Tiefe durch die Bearbeitungstiefe bestimmt wird und Mächtigkeiten über 4 dm bei der Ansprache des Bodentypes berücksichtigt werden (z.B.

¹ Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde

Schwarzerde, Hortisol). Danach liegt ein **Kryptomull** vor, wenn entweder bei einem tonreicherem Ap-Horizont (z.B. Pelosol) ein Polyeder- bzw. Prismengefüge (mit im trockenen Zustand in der Regel hoher Festigkeit) vorliegt, mithin die abiotische Aggregierung gegenüber der biotischen stark dominiert, oder wenn Subpolyeder eine stärkere biogene Aggregierung signalisieren, der Ap aber nur schwach humos ist. **Wurmmull** liegt vor, wenn bei höheren Humusgehalten (h3-h5) durch Regenwurmtätigkeit Krümel (bzw. bei höheren Tongehalten oft Subpolyeder) entstanden sind und der Horizont gleichzeitig basenreich ist (BS > 50%), mithin auch eine erhöhte mikrobielle Aktivität aufweist. Als **Sandmull** wäre ein Ap-Horizont mit hohem Basentätigungsgrad zu bezeichnen, dem (infolge sandiger Bodenart) zumindest größere Regenwürmer fehlen, so daß als biogene Aggregate allenfalls Feinkoagulate (gri) zu beobachten sind, die seitens der Mesofauna geschaffen wurden. Ein **Ackermoder** liegt schließlich vor, wenn der Basensättigungsgrad nur mittel oder gering ist, ansonsten aber die Kriterien des Sandmulls erfüllt sind. Derartige Böden würden unter Wald in der Regel die Humusform Moder aufweisen. Für Wurmmull sind mehrere Eigenschaften genannt, von denen Humusgehalt und biogene Gefügeform Vorrang vor BS haben sollte: Bei ausgeprägtem Krümelgefüge wäre mittelbasisch zu tolerieren, bei fehlenden Krümeln sollte BS höher als 65% sein.

Die entsprechend definierten Ackerhumusformen unterscheiden sich nach Beyer und Blume (1996) auch in den chemischen Eigenschaften der organischen Substanz. Machulla (1996) hat inzwischen festgestellt, daß sich aus Humusform und Humusgehalt die Höhe der mikrobiellen Biomasse grob ableiten läßt. Die Ansprache der Ackerhumusform bei der Kartierung von Böden gestattet also wichtige Aussagen zur Fruchtbarkeit von Böden.

Wir halten es für sinnvoll, über Schlichting et al. (1995) hinaus, u.a. wegen der Variabilität der Eigenschaften (Beyer und Blume, 1991) neben dem Kryptomull auch einen Kryptomoder und neben dem Ackermoder auch einen Bleichmoder vorzusehen. Der **Kryptomoder** entspräche dem Kryptomull, wäre aber (im Gegensatz zu diesem) nur mittelbasisch bis basenarm (Tab. 2). Böden mit Kryptomoder wird es allerdings kaum geben, da lehmige bis tonige Ackerböden in der Regel so stark gekalkt werden, daß sie einen hohen Basensättigungsgrad aufweisen. Bei Böden, die unter Brache bzw. infolge Extensivierung nicht mehr regelmäßig gekalkt werden, könnte das aber anders aussehen. Ein **Bleichmoder** läge vor, wenn deutlich gebleichte Sandkörner zu beobachten wären (gilt z.B. für umgebrochene Podsole oder Stagnogleye), ansonsten die Kriterien eines Ackermoders erfüllt sind. Bleichmoder läßt eine besonders geringe biologische Aktivität erwarten.

Literatur:

- AG Bodenkunde (1995): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. Schweizerbart, Stuttgart.
- Beyer, L. u. H.-P. Blume (1990): Eigenschaften der Humuskörper typischer Wald- und Ackerböden Schleswig-Holsteins. Z. Pflanzenernähr., Bodenk. 153, 61-68.
- Beyer, L. u. H.-P. Blume (1996): Zur Definition von Humusformen ackerbaulich genutzter Böden. II. Quantität und Qualität der organischen Bodensubstanz. Mitt. Deutsch. Bodenk. Gesell., dieser Band
- Machulla, G. (1996): freundl. Mittlg., Publikation in Vorbereitung.
- Schlichting, E., H.-P. Blume u. K. Stahr (1995): Bodenkundliches Praktikum. 2. Aufl. Blackwell, Berlin.
- USDA (1994): Keys to Soil Taxonomy. 6. Aufl. Soil Survey Staff. Washington DC.

Tab. 1: Zusammenfassung dominanter Charakteristiken und Mächtigkeiten (Nach) diagnostischer Horizonte (Auszug aus Scheffler/Schachtschabel 1997, n. USDA 1994)

Horizont (Erklärung)	Eigenschaften (teilweise vereinfacht) (Farbe = Munsell-Farbe, feu = feucht, tro = trocken; R Fels)	Mächt. (cm)
anthropic	> 0,25 % Citrat-P, O ₂ , BS > 50%	18
melanic	Ah mit > 6% Corg, Farbhell u. chroma > 2 feu melanic-Index > 1,7, sonst wie ande	30
mollic	Ah m Farbhell u. Chroma tro > 5,5 feu > 3,5 0,6 > 12 % Corg aggreg., nicht fest BS > 50%	25 40 R
ochric	Ah fest bzw. grob pri. oder > 0,6% Corg	h mollic
umbric	Ah wie mollic, aber BS > 50%	s mollic

Tab. 2: Bestimmungsschlüssel für Ackerhumusformen (n. Schlichting et al. 1995, BS Basensättigung)

Horizonte	weitere diagnostische Merkmale	Humusformen
Ap	pol, pri oder sub u. h2, BS > 50%	Kryptomull
Ap	BS > 50%, sonst wie Kryptomull	Kryptomodcr
Ap	kru oder sub, BS > 50%, h3-h5	Wurmmull
Ap	ein oder gri, BS > 50%, h3-h5	Sandmull
Ap	ein oder gri, gri, BS > 50%, h3-h5	Ackermoder
Aep	wie Ackermoder, und gebleichte Sandkörner	Bleichmoder

Tab. 3: Ableitung des Basensättigungsgrades aus pH (CaCl₂) und Humusgehalt (n. Schlichting et al. 1995)

	pH		CaCl₂							
h 0-3	> 7,5	6,1	5,4	4,7	4,2	3,9	3,5	3,2	2,9	
h 4-5	> 7,5	6,3	5,7	5,1	4,6	4,2	3,8	3,4	3,1	
h 6,H	> 7,5	6,6	6,2	5,7	5,1	4,6	4,1	3,6	3,3	
BS (%)	100	90	80	65	50	35	20	10	5	
Stufe	sehr basenreich bis gesättigt		basenreich		mittelbasisch		basenarm		sehr basenarm	
Symbol	BS5		BS4		BS3		BS2		BS1	

Zur Definition von Humusformen ackerbaulich genutzter Böden II. Quantität und Qualität der organischen Bodensubstanz

von

Beyer, L.; Blume, H.-P.

ABSTRACT - Humusforms of arable surface soils were determined according to a new proposal, developed from the epipedon definitions of US Soil Taxonomy. The SOM composition was investigated by means of wet chemistry and CPMAS ^{13}C -NMR spectroscopy. "Mollic" means a higher carbonyl/carboxyl C content compared to "Umbric". In the mollic epipedon a surplus of available OM is present with regard to microbial decomposition, whereas in the umbric epipedon humic acids are of major importance. The ochric-like epipedon shows the highest amounts of soluble organic matter and aromat- and carboxyl-C in the humic compounds.

Einleitung: Die FAO-Bodenklassifikation (FAO, 1989) als auch die Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1995) unterscheiden im Bereich der mineralischen Oberböden u.a. zwischen "Mollic, Umbric und Ochric epipedon". Schlichting et al. (1995) weisen Ackerhumusformen aus, die sich an dieser Einteilung orientieren (vgl. dazu Blume & Beyer, 1996). Für die Bodenaufnahme ackerbaulich genutzter Böden macht eine solche Differenzierung natürlich nur Sinn, wenn die verschiedenen Humusformen auch etwas zur Standortqualität aussagen (vgl. Beyer & Blume, 1990; Beyer, 1996). Aus diesem Grunde wurden in der vorliegenden Arbeit Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung den Humusformen zugeordnet und Aufbau und Zusammensetzung ihrer organischen Substanz mittels naßchemischer Verfahren und CPMAS ^{13}C -NMR Spektroskopie untersucht.

Böden: In 45 Oberböden ackerbaulich genutzter Flächen wurde nach Schlichting et al. (1995) die Humusform ermittelt und den Einheiten Wurmmull (n=25), Ackermoder (n=12) und Kryptomull (n=8) zugeordnet.

Methoden: Die naßchemische Stoffgruppenanalyse wurde nach Beyer et al. (1993) und die CPMAS ^{13}C -NMR-Spektroskopie nach Fründ & Lüdemann (1989) durchgeführt. Die Zuordnung der Streustoffe zu den vier NMR-Stoffgruppen ist auf Beyer (1995a) zurückzuführen.

Ergebnisse: In der Abb.1 sind die Mittelwerte einiger allgemein-chemischer Werte der drei "Ackerhumusformen" gegenübergestellt. Die Mittel der Wurmmull- und Ackermoder-Horizonte unterschieden sich definitionsgemäß im pH-Wert und der Basensättigung. Die Schwankungen dieser beiden Kenngrößen waren im Untersuchungspool Kryptomull sehr hoch, da bei dessen Definition nur der Humusgehalt bzw. die Horizontmächtigkeit eine Rolle spielt, nicht aber der Nährstoffstatus. Der Wurmmull existierte vornehmlich in Parabraunerden, Pseudogleyen und Marschen, dessen C_{org} -Gehalte geringer war als der der Podsole und sandigen Braunerden, in denen sich die Humusform Ackermoder ausgebildet hat. Es gab allerdings keinen Unterschied im N_t -Gehalt, wodurch das C/N-Verhältnis im Wurmmull deutlich enger war.

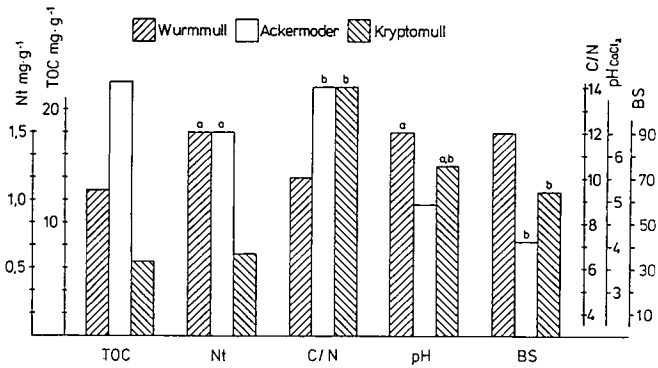


Abbildung 1: Eigenschaften von Wurmmull, Ackermoder und Kryptomull

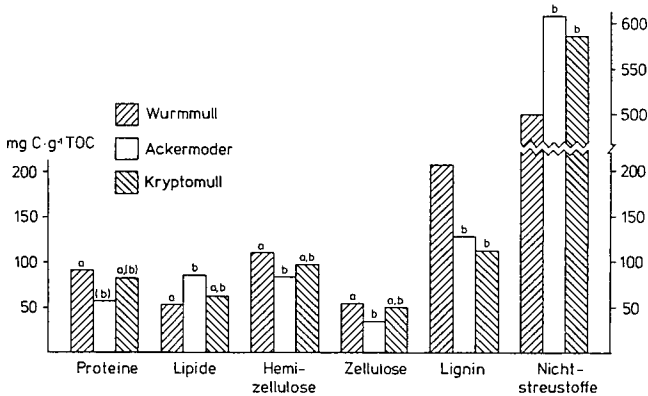


Abbildung 2: Streustoffzusammensetzung der organischen Bodensubstanz (OBS)

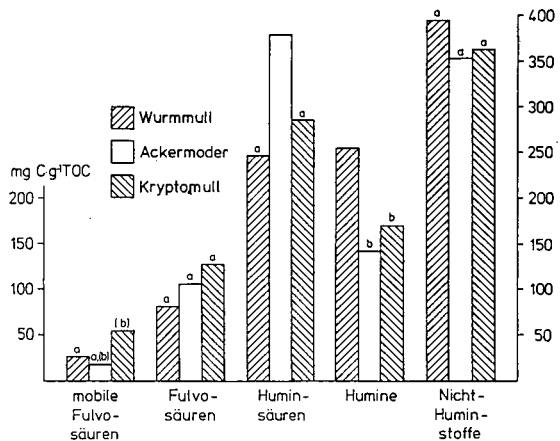


Abbildung 3: Huminstoffzusammensetzung der organischen Bodensubstanz (OBS)

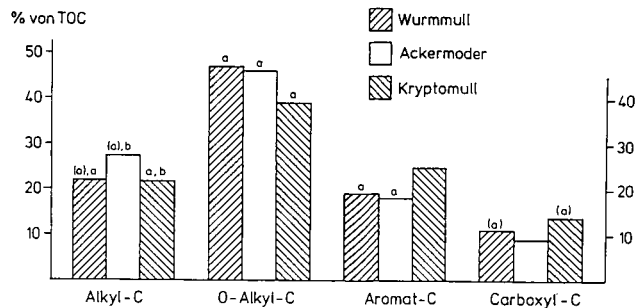


Abbildung 4: Zusammensetzung der Gesamt-OBS nach CPMAS ^{13}C -NMR Spektroskopie

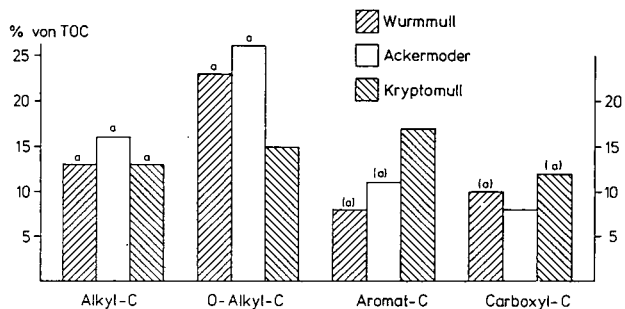


Abbildung 5: Zusammensetzung der Nicht-Streustoffe nach CPMAS ^{13}C -NMR Spektroskopie in % von TOC

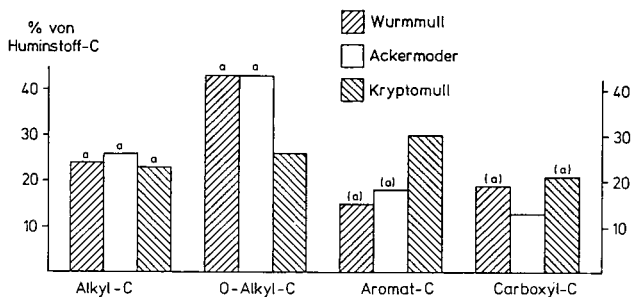


Abbildung 6: Zusammensetzung der Nicht-Streustoffe nach CPMAS ^{13}C -NMR Spektroskopie in % vom Huminstoff-C

Bei den Streustoffen war der Kryptomull selten signifikant von den anderen abzugrenzen (Abb.2). Buchstaben in Klammern zeigen auf, wenn ein Unterschied nur auf dem 90% Niveau zu finden war. Im Vergleich zum Ackermoder wies der Wurmmull höhere Proteingehalte auf, während ersterer sich durch einen höheren Lipidanteil auswies, womit frühere Arbeiten bestätigt wurden (Beyer, 1995b). Interessanterweise zeigte der Wurmmull gegenüber dem Ackermoder auch höhere Polysaccharid- und vor allem Ligningehalte. In der Summe bedeutete dies, daß der Wurmmull durch ca. 10% mehr Streustoffe, d.h. Nährhumus, charakterisiert war als der Ackermoder. Der Kryptomull hatte, wenn auch nur auf dem 90%-Level, einen höheren Anteil der sehr mobilen Phase (Abb.3). Das konnte im übrigen auch bei der leichtlöslichen Zucker- und Stärkefraktion der Streustoffanalyse aufgezeigt werden (nicht dargestellt). Die Ergebnisse lassen vermuten, daß offensichtlich der geringere C_{org} -Gehalt mit einer größeren Menge an leicht löslichen und wahrscheinlich auch aktiven Verbindungen im Boden gekoppelt ist. Der Ackermoder zeigte einen hohen Huminsäureanteil, der im Wurmmull vermutlich als Huminfraktion vorlag (vgl. Beyer & Blume, 1990).

Insbesondere bei den Huminstofffraktionen handelte es sich um chemisch kaum oder nicht definierte Verbindungen, so daß eine exaktere Aufklärung ihres Chemismus interessant erschien. Die Abb.4 zeigt deswegen die Ergebnisse der semiquantitativen Auswertung von CPMAS ^{13}C -NMR Analysen. Bei den alkyllischen Verbindungen bestätigte sich der schon bei der Streustoffanalytik gefundene Unterschied im Lipidgehalt. Offensichtlich ist der hohe Huminsäureanteil des Ackermoders nicht nur alkylbedingt. Bei den O-Alkyl-Verbindungen und auch den Aromaten gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen Wurmmull und Ackermoder, während sich der Kryptomull deutlich mit einem höherem Aromat- und Carboxyl-Anteil absetzte. Insbesondere für die Nährstoff-, Schwermetall- und Pestizidbindung sind bekanntermaßen diese beiden Gruppen von großer Bedeutung. Darüber hinaus war auch der relativ geringe Unterschied zwischen Wurmmull und Ackermoder bei den Carboxylen signifikant. Die in den Abb.2 und 3 durchgeführte Trennung zwischen Streu- und Huminstoffen ist bei dieser Form der Darstellung der NMR-Gesamtanalysedaten (Abb.4) nicht möglich. Deswegen wurden die chemisch klar definierten Streustoffe den vier Haupt-NMR-Einheiten zugeordnet und die chemische Zusammensetzung der Nicht-Streustoffe durch Differenzbildung errechnet. Das Ergebnis ist in der Abb.5 dargestellt. Bei Angabe in % von TOC ist der bereits dokumentierte höhere Huminstoffanteil des Ackermoders ersichtlich. Die auffällige Abgrenzung des Kryptomulls wird noch deutlicher in % von Huminstoff-C (Abb.6), d.h. ihre Huminstoffe bestimmen den deutlich höheren Anteil von Aromaten und Carboxylen im Bodenumus im Vergleich zu den Humusformen mit höherem Humusgehalt.

Schlußfolgerungen: Die Trennung zwischen Wurmmull und Ackermoder geht vornehm-

lich auf die unterschiedliche Basensättigung zurück (vgl. Abb.1). NMR-analytisch ist der Wurmmull durch einen etwas höheren Carbonyl- bzw. Carboxylanteil aus Proteinen, Polysacchariden und vor allem den Huminstoffen geprägt. Dies könnte ein Grund für die Ton-Humus-Komplexbildung und damit verbesserte Gefügebildung sein. Darüber hinaus spielen gerade die Huminstoffe bei hohen pH-Werten eine Rolle für die Bindungskapazität von Nähr- und Schadstoffen. Andererseits übernimmt in diesen Böden die anorganische Tonmatrix entsprechende Funktionen. Eine erhöhte Koagulationsfähigkeit der Huminstoffe durch Bildung von z.B. Ca-Humaten steht im Wurmmull außer Zweifel. Ein etwa 10% höherer Streustoffanteil (=Nährhumus) gegenüber dem Ackermoder steht im Einklang mit der intensiveren mikrobiellen Aktivität und hohen Durchwurzelung (Beyer, 1995a). Proteine und Polysaccharide können direkt mikrobiellen Ursprungs sein oder zusammen mit den Ligninen auf die Wurzelreste zurückzuführen sein. Interessanterweise dominieren im Ackermoder die Huminstoffe, vor allem die Huminsäuren, die im Wurmmull als Humine, wahrscheinlich in Form von Ca-Humaten nicht extrahierbar sind. Diese Bindungsform beinhaltet aber offensichtlich keine grundlegende chemische Änderung, analog der Ähnlichkeit von Ligninen und Huminsäuren. In den nährstoffreichen Parabraunerden und Marschen sind die Streustoffe immer noch mit mehr als 50% der organischen Bodensubstanz vertreten, obwohl ihre hohe mikrobielle Aktivität eine starke Mineralisierung der organischen Substanz vermuten läßt. Im Wurmmull steht folglich immer mehr leicht abbaubare Substanz zur Verfügung als abgebaut werden kann, ohne daß sich wie im Ackermoder schwer abbaubare lipidische Verbindungen relativ anreichern. Trotz stark variabler Zusammensetzung des humusarmen Kryptomulls zeigt sich hier ein erhöhter Anteil an löslichen, und damit leicht verfügbaren, Verbindungen, sowie ein erhöhter Aromaten- und Carboxylgehalt der Huminstoffe. Dies läßt vermuten, daß die humusärmeren Böden qualitativ höherwertige Humusverbindungen im Hinblick auf Bindungsmechanismen für Nähr- und Schadstoffe sowie auf die Verfügbarkeit als Nahrungsgrundlage für Mikroben besitzen.

Literatur: Beyer L. 1995a. Die Charakterisierung der OBS durch morphologische und naßchemische Untersuchungen, CPMAS ¹³C-NMR sowie Py-FIMS. Schriftenreihe Inst. für Pflanzenernähr., Bodenkunde, Uni Kiel. Nr.30. Beyer L. 1995b. Biol. Fertl.Soils 19, 197-202. Beyer L. 1996. Forstw.Cbl. 115, 129-145. Beyer L. & H.-P.Blume. 1990. Z.Pflanzenernähr., Bodenk. 153, 61-68. Beyer L.; Wachendorf C. & C.Köbbemann. 1993. Commun.Soil Sci.Plant Anal. 24, 1645-1663. Blume H.-P. & L.Beyer. 1996. Mitt.Dtsch.Bodenkundl.Ges. Dieser Band. FAO. 1989. Soil map of the world. FAO-Unesco Technical Paper 20. ISRIC, Wageningen. Fründ R. & H.-D.Lüdemann.1989. Sci.Total Environm.81/82, 157-168. Soil Survey Staff. 1995. Keys to Soil Taxonomy. USDA-SCS, Washington. 6. Edition. Schlichting E.; Blume H.-P. & K.Stahr. 1995. Bodenkundliches Praktikum. Blackwell, Berlin. 2.Aufl.

Humuskörper unter landwirtschaftlicher Nutzung - Vergleich eines Acker- und eines Grünlandstandortes

von

Wachendorf, C.; Weber, N.; Blume, H.-P.*

1 Einleitung

Die Ansprache des Humuskörpers im Feld liefert Hinweise auf seine Zusammensetzung und Genese und ermöglicht die Ableitung der Umweltbedingungen, unter denen er sich entwickelte (DUDAL & DECKERS, 1993). Humusformen spiegeln die Tätigkeit von Bodentieren und -mikroorganismen wider und können daher zur Charakterisierung der biologischen Aktivität eines Bodens herangezogen werden. Nach der forstlichen Standortskartierung werden aus den Waldhumusformen Bewertungen im Hinblick auf die Nährstoff- und Wasserverhältnisse abgeleitet. Nach SCHLICHTING et al. (1995) ist daher die Bestimmung der Humusform neben der Bodenformenansprache aufgrund der sich leicht veränderbaren Eigenschaften des Humuskörpers von besonderer Bedeutung. Ziel dieser Untersuchung ist es, die verschiedenen Methoden zur Charakterisierung des Humuskörpers gegenüberzustellen und ein Profil unter Acker und Grünland zu vergleichen.

2 Methoden

Die Ansprache des Humuskörpers erfolgte nach AG BODEN (1994) und SCHLICHTING et al. (1995). Zur Charakterisierung des Mikrogefüges wurden Dünnschliffe (3*2,5 cm) an einem Leitz-Orthoplan Großfeldmikroskop beschrieben. Die chemische Charakterisierung wurde nach SCHLICHTING et al. (1995) vorgenommen. Mittels Siebung und Sedimentation wurden Partikelgrößenfraktionen nach einer Ultraschalldispersion (600 J ml⁻¹) bei einem Boden/Wasserverhältnis von 1:3 gewonnen und bei 40°C getrocknet. Die leichte Fraktion wurde durch zweimalige Dichtefraktionierung mit NaI (Dichte 1,7 g cm⁻³) gewonnen. Alle Fraktionen wurden einer coulometrischen Kohlenstoffbestimmung an einer Ströhlein-Apparatur unterzogen.

3 Charakterisierung der Humuskörper

3.1 Makromorphologische Charakterisierung-Ansprache des Humuskörpers im Feld

Tab. 1: Makromorphologische und chemische Charakterisierung der Humuskörper unter Acker und Grünland

Nutzung	Bodentyp ¹	Horizont	Mächtigkeit (cm)	Bodenart	Gefüge ²	Durchwurzelung	Bodenfarbe	Humus ² (%)	pH [CaCl ₂]
Acker	B	Ap	30	Su2	Feinkoagulat	W5	10YR 3/3	1,5-3	5,1
Grünland	BK	MAh	6	mSgs	Feinkoagulat	W6	10YR 3/3	1,5-3	5,0
		M	38	mSgs	Feinkoagulat-Krümel	W5	10YR 4/3	0,6-0,9	5,6

¹ B: Braunerde, BK: Braunerde-Kolluvisol ² nach SCHLICHTING et al. (1995)

Es wurden die Oberböden eines Acker- und eines Grünlandstandortes einer sandigen Möränenlandschaft, im Hauptuntersuchungsgebiet der Bornhöveder Seenkette untersucht. Die Oberböden der beiden Standorte unterscheiden sich makromorphologisch nur in der Durchwurzelung und der Mächtigkeit der humosen Horizonte (Tab. 1). Die Sandböden sind nach ihrer Bodenfarbe schwach humos bis humos und weisen ein Feinkoagulatgefüge auf.

3.2 Mikromorphologische Charakterisierung

Im Ap-Horizont unter Acker sind Quarzkörner mit Feinhumus umrundet und teilweise durch Brücken aus Feinhumus miteinander verbunden. Das Gefüge des Ap-Horizontes wird daher nach BULLOCK et al. (1985) als chitonic bis gefuric related distribution bezeichnet. Die in der Mineralfraktion dominanten Quarzkörner im MAh-Horizont unter Grünland sind hingegen kaum mit der organischen Bodensubstanz (OBS) verbunden; der MAh-Horizont ist nach BULLOCK et al. (1985) durch eine enaulic related distribution gekennzeichnet. Die OBS des MAh-Horizontes besteht aus kaum zersetzten Pflanzenresten mit intaktem Gewebe, welches Doppelbrechung zeigt, sowie aus Feinhumus, der in kleinen gerundeten Aggregaten stabilisiert ist. Der M-Horizont unter Grünland weist hingegen eine ähnliche Gefügeform wie der Ap-Horizont auf und ist durch weniger intaktes Pflanzengewebe als der MAh-Horizont charakterisiert. Der Oberboden unter Acker weist insgesamt wenig Gewebereste auf.

3.3 Chemische Charakterisierung

Der Ap-Horizont weist im Vergleich zum MAh einen geringeren Gehalt an organischer Substanz, ein höheres C/N-Verhältnis und einen geringeren Anteil an Lipiden und Polysacchariden in der organischen Substanz auf. Der M-Horizont des Grünlandes ähnelt in seiner chemischen Zusammensetzung dem Ap-Horizont des Ackers.

Tab. 2: Chemische Charakterisierung der organischen Substanz der Oberböden unter Acker und Grünland

Nutzung	Horizont	Corg (mg/g)	C/N	Lipide	Polysaccharide	Eiweiß	Lignin
				----- % Corg -----			
Acker	Ap	16,9	15	3	14	15	8
Grünland	MAh	22,5	12	5	17	15	11
	M	7,7	13	3	13	14	14

Der Kohlenstoffgehalt der sandigen Braunerde unter Acker ist vermutlich aufgrund langjähriger organischer Düngung hoch. Die nach der Farbe geschätzten ähnlich hohen Humusgehalte der Oberböden (Tab. 1), aber höheren gemessenen Kohlenstoffgehalte unter Grünland (Tab. 2), sind mit größeren Wurzelmenngen zu erklären (Tab. 1 und 4). Die Unterschiede in der Zusammensetzung der organischen Substanz der beiden Oberböden unter Grünland und Acker sind sowohl auf die stärkere Durchwurzelung als auch die höhere mikrobielle Aktivität unter Grünland zurückzuführen. So deuten die nur geringfügig höheren Corg-Gehalte des MAh-Horizontes und das enge C/N-Verhältnis auf eine hohe Umsetzung der organischen Substanz des Oberbodens unter Grünland hin. Hohe Lipidgehalte bei gleichen pH-Werten im MAh unter Grünland sind vermutlich durch die relative Anreicherung mikrobieller Lipide bedingt. Der erhöhte Polysaccharidgehalt im MAh-Horizont ist mit der relativen Anreicherung mikrobieller Zucker sowie mit dem erhöhten Eintrag an wurzelbürtigem Kohlenstoff

zu erklären (Tab.4). Die höheren Ligningehalte unter Hanggrünland sind auf den stärkeren Eintrag an Wurzeln, die eine gegenüber oberirdischer Streu stärkere Lignifizierung aufweisen (WACHENDORF 1996), zurückzuführen (Tab.4). Im Gegensatz zur einmaligen chemischen Charakterisierung der Oberböden unterscheiden sich die Eiweißgehalte bei mehrfacher Beprobung im Jahresverlauf (Tab. 3) und deuten damit auf eine höhere mikrobielle Aktivität unter Hanggrünland hin. Direkte Messungen der mikrobiellen Aktivitäten bestätigen die aus der Humuschemie abgeleiteten Aussagen (Tab.3).

Tab.3: Kohlenstoffgehalt und -menge der leichten Dichtefraktion, Basalatmung aus DILLY (1994) und Eiweißgehalt der Oberböden unter Acker und Grünland

Nutzung	Horizont	leichte Fraktion (< 1,7 g cm ⁻³)			Basalatmung ¹ (µg CO ₂ gC h ⁻¹)	Eiweiß ¹ (mg g ⁻¹ Corg)	
		(Corg mg g ⁻¹)	s	% C		s	s
Acker	Ap	268	5	3,2	26	145,0	8,8
Grünland	MAh	383	3	9,0	39	164,6	7,2

¹ Mittel der Jahre (1992-1993)

3.4 Dichte- und Partikelgrößenfraktionierung

Die Oberböden der beiden Standorte sind durch unterschiedliche Anteile ungebundener, wenig humifizierter Pflanzenreste charakterisiert. Im Ap-Horizont sind nur 3, im MAh-Horizont sind hingegen 9 % des gesamten Kohlenstoffs in der leichten Dichtefraktion (< 1,7 g cm⁻³) gebunden (Tab. 3). Die Ergebnisse der Partikelgrößenfraktionen weisen eine ähnliche Tendenz auf. Im Ap-Horizont sind in den Sandfraktionen, die durch wenig humifizierten Kohlenstoff charakterisiert sind, 20 % des gesamten Kohlenstoffs gebunden, während diese Fraktion im MAh 40 % ausmacht. In der Tonfraktion sind im Ap-Horizont hingegen 30 % des Kohlenstoffs gebunden, im MAh sind nur 10 % in dieser Fraktion stabilisiert (Abb.1).

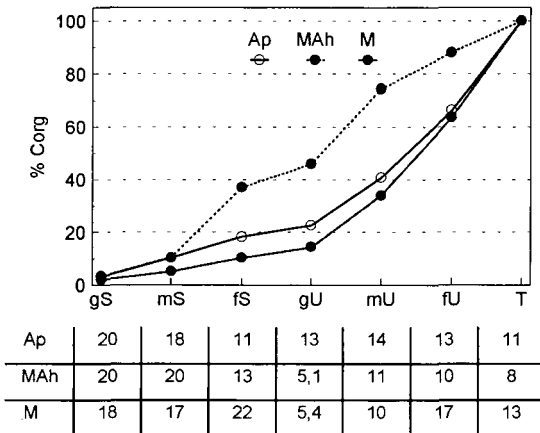


Abb.1: Summenkurve des Kohlenstoffanteils in verschiedenen Partikelgrößenfraktionen und die C/N-Verhältnisse der Fraktionen verschiedener Horizonte im Jahresmittel 1994

Die Ergebnisse der Dichte- und Partikelgrößenfraktionierung deuten auf einen stärkeren Eintrag und eine geringere Umsetzung der Streu unter Grünland hin. Die organische Substanz im Oberboden unter Grünland ist in geringerem Maße in der Tonfraktion gebunden. Vermutlich werden Umwandlungsprodukte erst in der Tonfraktion des M-Horizontes stabilisiert.

4 Vergleich der Humuskörper

Die Oberböden unterscheiden sich makromorphologisch durch die stärkere Durchwurzelung unter Grünland. In ihren mikromorphologischen und chemischen Eigenschaften weisen sie jedoch deutlichere Unterschiede auf. Obwohl sich der geschätzte Kohlenstoffeintrag zwischen den beiden Standorten nur geringfügig unterscheidet (Tab. 4), ist die organische Substanz des MAh-Horizontes unter Grünland geringer humifiziert und weniger an die Tonfraktion gebunden. Geringe Kohlenstoffgehalte und hohe mikrobielle Aktivität im MAh-Horizont deuten auf hohe Umsatzraten der OBS und die höheren Anteile wenig humifizierter Pflanzenreste auf eine über das gesamte Jahr gleichmäßigere Anlieferung junger, abgestorbener Substanz als auf dem Acker hin.

Tab. 4: Kohlenstoffpool und Einträge auf einem Acker- und Grünlandstandort (WACHENDORF, 1996)

Nutzung	Pool (tC ha ⁻¹ 50 cm ⁻¹)	Gesamteintrag		org. Düngung
		----- (tC ha ⁻¹ a ⁻¹) -----	----- (tC ha ⁻¹ a ⁻¹) -----	
Acker	60	4,5	1,2	2,8
Grünland	72	4,8	2,3	-

5 Schlußfolgerungen: Aussagekraft der verschiedenen Methoden zur Charakterisierung der Humuskörper

Mittels der makromorphologischen Charakterisierung des Humuskörpers im Feld kann eine Abschätzung des Humusgehaltes und der Art der organischen Substanz vorgenommen werden, wobei der Humusgehalt bei einer starken Durchwurzelung unterschätzt wird, weil mit der Farbe nur Huminstoffe angesprochen werden. Die Charakterisierung mittels mikromorphologischer Methoden gibt darüberhinaus einen Einblick über die Humifizierung der Pflanzenreste und die Bindung der organischen Substanz an die Mineralmatrix. Eine chemische Charakterisierung der organischen Substanz ermöglicht unter der Berücksichtigung des unterschiedlichen Streueintrags die Ableitung verschieden fortgeschrittener Humifizierungsprozesse. Die Dichte- und Partikelgrößenfraktionierung bestätigt die mikromorphologischen Befunde; mittels Fraktionierung wird der unterschiedlich hohe Anteil an Pflanzenresten und der Anteil an Feinhumus, der an die Tonfraktion gebunden ist, deutlich.

6 Literatur

AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover. 4. Aufl.
 BULLOCK P., FEDOROFF N., JONGERIUS A., STOOPS G., TURSINA T. (1985): Handbook for soil thin section description. Waine Research Publ., Wolverhampton.
 DUDAL R., DECKERS J. (1993): Soil organic matter in relation to soil productivity In: MULONGY K., MERCKX R. (Hrsg.) Soil organic matter dynamics and sustainability of tropical agriculture. J. Wiley, Chichester. 377-380.
 SCHLICHTING E., BLUME H.-P., STAIR K. (1995): Bodenkundliches Praktikum. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin.
 WACHENDORF C. (1996): Eigenschaften und Dynamik der organischen Bodensubstanz ausgewählter Böden unterschiedlicher Nutzung einer norddeutschen Moränenlandschaft. EcoSys, Kiel, Suppl. Bd. 13.

Sinn und Möglichkeiten der Klassifizierung von Ackerhumusformen

von

Wiechmann, H.¹

Eine ausführliche Fassung des vorgestellten Gliederungsvorschlages für Ackerhumusformen kann beim Autor angefordert werden.

Die Humusform ist in natürlichen Ökosystemen ein primärer Indikator für die Wuchseleistungen. Es gilt festzustellen, inwieweit dies auch für bearbeitete und gedüngte Ackerböden gilt. Die Humusform ist dabei zunächst als eine eigenständige Bodeneigenschaft zu betrachten, wenn auch die quantitativen Wirkungen mit den Eigenschaften der Mineralbodenform in Beziehung stehen.

Sinnvoll wäre eine Differenzierung von Humusformen, wenn durch die Humusformenansprache zusätzliche Informationen über Bodenfunktionen gewonnen werden können, die sich aus der herkömmlichen Kartierung nicht ergeben. Es liegen ausreichend Beweise dafür vor, daß bei verschiedenen Bodentypen auf sandigen, lehmigen und tonigen Substraten jeweils eine höhere organische Düngung über eine gesteigerte biologische Aktivität und einen ebenfalls leicht gestiegenen Gehalt an organischer Bodensubstanz positiv auf den Ertrag wirkt. Dies sollte auch für unterschiedliche Ackerhumusformen gelten.

Durch die ackerbauliche Bewirtschaftung von Böden erfolgt eine stärkere Änderung des Stoffhaushaltes im Ap-Horizont und im Unterboden gegenüber Waldböden. In Äckern sind die Spannen der Basenversorgung (pH-Werte), der Nährstoffgehalte und der Luftversorgung viel geringer und die Bedingungen für die mikrobiologische Aktivität in starkem Maße optimiert und im Zuge der Bewirtschaftung stärkeren Veränderungen unterworfen als in Waldböden. Es werden deshalb andere Eigenschaften (mineralisierbare organische Substanz ---> N-Freisetzung, Gefügebildung ---> Wasser- und Lufthaushalt, Bodenfarbe ---> Temperatur) differenzierend wichtig werden.

Bei der Humusformenansprache in Ackerböden muß deren Wirkung auf die Funktionen im Wurzelraum gekennzeichnet werden:

- Bioturbation, Lebendverbauung
- Sperrigkeit der Nichthuminstoffe (zeitliche Wirkung)
- Mineralisierung (--> Wirkung sämtlicher Abbauprodukte)
- Humifizierung (--> Wirkung sämtlicher Huminstoffe)

Bisherige Oberbodenansprachen nach KA 4 betreffen Einzelmerkmale oder -horizonte, eine integrierende Ansprache einer Humusform läßt sich daraus nicht ableiten.

¹Institut für Bodenkunde, Allende Platz 2, 20146 Hamburg

Die weitgehend identische Ansprache von Oberböden nach den internationalen Bodenklassifikationen, die grundsätzlich von 18 - 20 cm tief durchmischten diagnostic epipedons (mollic, ochric, umbric, plaggen, anthropic etc.) ausgehen, ist für die Differenzierung intensiv bewirtschafteter deutscher Ackerböden unzureichend.

Auch ein **Vorschlag zur Unterteilung von Ackermull-Humusformen** nach Scheffer u. Schachtschabel (1989, 12. Auflage, S. 375) ist unscharf definiert und das Spektrum der Ackerböden nicht ausreichend erfassend:

Überwiegend Wurmlosung, innige Verbindung mit Mineralteilchen.

Wurmmull

Kropogene Aggregate liegen lose neben Sandkörnern und anderen Teilchen der org. Substanz. Regenwurmätigkeit tritt zurück.

Sandmull

Wegen intensiver Mineralisation geringer Humusgehalt. Innige Tonhumusbindung. Humusform tonreicherer Böden. Bei starker Quellung und Schrumpfung werden Wurmlösungsaggregate zerstört und in polyedrische und prismatische Aggregate inkorporiert.

Kryptomull

Vorschlag für eine Humusformenansprache auf terrestrischen Ackerböden

Eine zukünftige Humusformenklassifikation, die in der Praxis Anwendung finden soll, muß "kartierfähig" sein. Eine Ergänzung und Eichung durch mikromorphologische und laboranalytische Werte ist allerdings höchst wünschenswert. Zunächst werden nur terrestrische Ackerböden Deutschlands betrachtet. Eine Erweiterung, auch auf Grünlandböden, ist ohne weiteres möglich.

Im bisherigen Sinne der Humusformen weisen Äcker bei fehlenden Auflagen und intensiver Durchmischung Mull (Ackermull) auf. Selbst bei Praktizierung von Minimalbodenbearbeitung treffen die Bedingungen für Mull noch zu. Humose Oberbodenhorizonte werden unabhängig von ihrer Genese in die Ansprache einbezogen (z.B. M, R, E usw.), da es für den Standort wenig bedeutsam ist, wie ein Humusprofil entstanden ist, wenn es die gleichen Wirkungen aufweist. Humusilluviation in Podsol-B-Horizonten bleibt zunächst allerdings unberücksichtigt. Es ist zu prüfen, ob dies für unverfestigte, gut durchwurzelbare Bhs-Bsh-Horizonte gerechtfertigt ist.

Ackermull: starker Streuumsatz, kaum Nichthuminstoffe makroskopisch erkennbar

Typischer Ackermull

- 1) disintegrierter Ackermull
- 2) semiintegrierter Ackermull
- 3) integrierter Ackermull

Ein höherer Anteil Nichthuminstoffe/Streustoffe ist gegeben, wenn Vegetationsrückstände aus dem Vorjahr erkennbar sind. Wurzel- und Streureste der letzten Frucht werden nicht berücksichtigt. Nach bisheriger Erfahrung kommt Ackermull mit geringem Streuumsatz bei üblicher Bewirtschaftungspraxis kaum vor. Eine Alternative zum Typischen Ackermull (z. B. Moderartiger Ackermull) wird daher zunächst nicht ausgeschieden.

Die weitere Untergliederung des (Typischen) Ackermulls ergibt sich im wesentlichen aus der Humifizierung und der damit zusammenhängenden Aggregation:

- 1) Huminstoffkoagulate und koprogene Aggregate liegen isoliert neben gebleichten und ungebleichten Sandkörnern

Disintegrierter Ackermull

Ganz besonders typisch für Podsole (Aep) und Regosole. Leichte Verwehbarkeit nach Bearbeitung und Austrocknung. In Regosolen und Sandbraunerden können Fe-Oxide an den Kornoberflächen Huminstoffe sorbieren, es tritt aber kein entscheidender Aggregationseffekt ein.

- 2) Die Matrix enthält weitestgehend humifizierte org. Substanz, die mit den Mineralpartikeln verbunden ist. Es fehlt die deutliche Ausprägung von Makroaggregaten. Die biogene Aggregation ist weniger deutlich und nicht stabil (Verschlammung).

Semiintegrierter Ackermull

Semiintegrierter Ackermull ist charakteristisch für Ap-Horizonte in lessivierten Böden aus Löß, lößhaltigen Solifluktiionsdecken, bindigeren Geschiebedecksanden usw. Dieses Gefüge kommt aber auch in Schwarzerden aus Sandlössen und in stärker degradierten Schwarzerden vor.

- 3) Die gesamte Matrix im Ap liegt fast ausschließlich makroskopisch aggregiert vor. Huminstoffe innig mit Mineralteilchen verbunden. Tongehalte meist > 20%

Integrierter Ackermull

Besonders typische Vertreter sind Schwarzerden. In Ackerböden liegt im Primär- und Sekundärgefüge fast immer eine Mischung mehrerer Gefügearausprägungen vor. Es wird aber zunächst davon Abstand genommen, ein vorherrschend biogenes Gefüge (Wurmmull) von einem vorwiegend auf Quellung und Schrumpfung beruhenden vertikalen Gefüge (Pelomull) abzutrennen. Für die Ansprache der Humusformen in Schwarzerden (Löß) gegenüber Pelosolen und Smonitzen (Keuper-, Jura- und tertiäre Tone) könnte sich ein Bedarf ergeben.

In dem folgenden Vorschlag wird die Basensättigung (pH-Wert) nicht berücksichtigt. Nach bisheriger Erfahrung liegen trotz gewisser Spannen alle Mineralböden in einem pH-Bereich, der die biologische Aktivität zwar modifiziert, aber nicht soweit einschränkt, daß daraus unterschiedliche Humusformen resultieren. Außerdem ist die Basensättigung ein sehr labiles Merkmal, das durch Kalkungs- und Düngungsmaßnahmen einer laufenden Änderung unterliegt. Bei der Humusformenansprache wird daher einer länger anhaltenden integrierenden Wirkung (Humifizierung, Gefüge) der Vorzug gegeben.

Die Unterscheidung auf dem nächsten Niveau ist für alle drei Subtypen gleich.

Disintegrierter, semintegrierter, integrierter Ackermull

Value: > 3

Value: ≤ 3

Heller
Ackermull

Dunkler
Ackermull

Die Heranziehung des Values n. Munsell Soil Color Charts lehnt sich an die internationalen Systematiken und die KA 4 an, dabei wird in diesem Vorschlag allerdings nur der Anteil schwarzer Pigmente bewertet, das Chroma bleibt unberücksichtigt. Der Value bleibt ein Hilfsmittel für die Ansprache des C-Gehaltes und des C/N-Wertes. Darüber hinaus kennzeichnet der Schwarzanteil in der Bodenfarbe die Strahlungsabsorption und damit Auswirkungen auf eine Vielzahl temperaturgesteuerter Prozesse.

Weitere Beobachtungen und Auswertungen lassen erwarten, daß bei einer Grenze Value ≤ 3 Ap -Horizonte der verschiedensten Bodentypen in diese Kategorie fallen. Diese Grenze ist keineswegs geeignet, Schwarzerde - Ap - Horizonte zu identifizieren oder Degradationsstufen zu kennzeichnen. Es ist daher zu überlegen, ob deshalb beim integrierten (wohl weniger beim semiintegrierten) Ackermull eine zusätzliche Unterteilung in eine dunkle (Value 3) und eine sehr dunkle (Value ≤ 2.5) vorzunehmen ist.

Zahlreiche Aep - Horizonte in typischen norddeutschen Humus- und Humuseisenpodsolon gehören zu den dunkelsten Ackerböden. Da sie ausschließlich unter den disintegrierten Ackermull fallen und damit nach einem entscheidenden Humusformenmerkmal klassifiziert werden, ist die Einführung eines Begriffes wie Bleichmull o.ä. nicht notwendig.

Die Gliederung auf dem nächsten Niveau dient der sehr wichtigen Kennzeichnung der Mächtigkeit des mit humifizierter org. Substanz angereicherten Wurzelraumes. Sie ist unabhängig von der Entstehung des humosen Bereichs und für alle bisherigen Untergliederungen gleich.

<u>gering</u>	<u>tief</u>	<u>gering</u>	<u>tief</u>
<u>mächtiger</u>	<u>reichender</u>	<u>mächtiger</u>	<u>reichender</u>
Heller		Dunkler (sehr dunkler)	
disintegrierter,		semiintegrierter,	integrierter
		Ackermull	

Geringmächtig bedeutet geringe Bioturbation, die zu keiner nennenswerten Humosität unterhalb des scharf begrenzten Ap führt. Die Mächtigkeit des Ap, die je nach Bewirtschaftung zwischen 25 - 35 cm variieren kann wird nicht berücksichtigt. Eine gesonderte Berücksichtigung von Flächen mit pflugloser Bearbeitung (Minimalbodenbearbeitung u.ä.) ist zunächst ebenfalls nicht vorgesehen. Tiefreichend bedeutet eine über den Ap hinausreichende Bioturbation und/oder durch Bodenbearbeitung (R) bzw. Bodenauftrag (E,M) unter den Ap folgende humose Horizonte. Bei Mächtigkeiten der humosen Zone > 60 cm könnte von sehr tiefreichend gesprochen werden. Die Begrenzung humoser Horizonte (Horizontgrenzen s. KA 4, S. 79 ff) und die Humusverteilung im Horizont können als beschriebene Zusatzmerkmale registriert werden.

Zum Stand unseres Nicht-Wissens über Humusformen

von

Babel, U.*

Die Kernfrage dieses Aufsatzes ist: Was soll das eigentlich, diese Humusformen?

1. Beispiele - 2. Grundsätzlichere Fragen - 3. Lösungsvorschläge, Thesen

1. Beispiele

1.1 Was ist Hagerhumus? Ehwald 1956 und KA4 1994 verwenden den Terminus, aber in verschiedenem Sinne. Beide geben so~~o~~ ungenaue Beschreibungen, daß der Leser keine "Anleitung" in die Hand bekommt; die jüngere Schrift ignoriert die ältere. Wie ist das möglich? Sind die Humusformen auch den Humusform-Autoren so "marginal" wie vielen anderen Bodenkundlern? Oder fehlt es an deskriptivem Können?

1.2 Es gibt Böden, in denen - auch ohne Bodenbearbeitung durch den Menschen - ein ⁺ geschlossener L-Horizont zu keinem Zeitpunkt im Jahr auftritt. Ist dieses Fehlen ein Humusformen-Merkmal?, charakteristisch für Grünland (aber auch für Hagerhumus)? Wie werden die Bestandsabfälle beseitigt? Auch in den trockenen, nur extensiv genutzten Mesobrometen durch Regenwürmer? (oder durch Collembolen, Glomeriden?) Wie ist es in natürlichem Grünland (alpine Cariceten, Andelwiesen)? Es gibt kaum Ansätze, dieses Fehlen an Formenkenntnis zu überwind~~n~~e (Schreiber und Mitarbeiter über Grünlandbrachen in Südwestdeutschland - z.B. Schreiber 1993).

1.3 Regelmäßig werden - unter sonst gleichen Bedingungen - im Wald weniger Regenwürmer als im Grünland gefunden (Lehrbücher). Warum? Ist das ein Problem der Qualität oder der Quantität der am Ort verbleibenden oberirdischen Bestandesabfälle? oder auch der unterirdischen? Wird im Wald die Quantität der für Regenwürmer verwertbaren Bestandesabfälle wegen schlechterer Qualität durch Vorzersetzung drastisch verringert? ... Aber sind Fragen nach Regenwurm-

*: c/o Inst. Bodenkunde, 310, Univ. Hohenheim, 70593 Stuttgart

abundanzen eigentlich Humusformfragen?

1.4 Bestimmen im Grünland und oft auch anderswo nicht Regenwürmer sondern Feinwurzeln das Makrogefüge? (Krebs 1995 bringt hierzu noch keine deutliche Stellungnahme.) Müßten nicht die Feinwurzeln allgemein bei Humusformansprachen eingehender betrachtet werden? Schätzungen von Feinwurzellängendichten im Gelände sind aber extrem fehlerbehaftet; Feinwurzelverteilungsmuster sind noch kaum einmal untersucht worden (Meyer 1991).

1.5 Welche Gefüge-Merkmale von Ap-Horizonten sind Humusform-Merkmale?, auch die abiotisch entstandenen Bröckel und Risse? Oder dürfen die durch menschliche Bodenbearbeitung entstandenen Bröckel als biogene Merkmale angesehen werden? (vgl. Wiechmann in diesem Heft), genau wie die Bröckel im Wühlmaus-Mull (der in der Natur weit verbreiteter ist als in der bodenkundlichen Literatur)?

2. Grundsätzlichere Fragen

2.1 Was meint der Wortteil "Humus" im Terminus Humusform? Schon P.E.Müller geht auf die tote organische Substanz ein, aber mit ihm betonen alle Autoren (so Kubiena 1953, Ehwald 1956, Klinka et al. 1981) die grundsätzliche Bedeutung anderer Merkmale. Ausnahme ist Schlichting Blume Stahr 1995: "Humusformen sind die natürlichen Kombinationstypen der verschiedenen Humusstoffe". Ist das sinnvolle Präzisierung oder störende Begriffsverengung? (Zum Vergleich: Was interessiert im Sandstein?, nur die Sandkörner?)

2.2 Was wollen wir mit den oder von den Humusformen? Der Ausgangspunkt von P.E.Müller ist nur von manchen deutlich weiterverfolgt worden: der Zeigerwert für die Leistung der Nutzpflanzen (so vor allem durch die Arbeiten von Kopp und anderen in der DDR). Berechtigung hat zweifellos auch das einfache Bedürfnis nach Ordnung der Vielfalt. Wenn man bei solchen Ordnungsarbeiten nicht vorschnell schematisiert, sondern vertieft und verbreitert (s. Teil 1), kommt man von selbst wieder auf die Fragen ökologischer Zusammenhänge und damit auf Zeigerwerte und schließlich auf den Wunsch, "Störungen" zu erkennen. Wer Störungen ansprechen will, muß freilich das Normale, das Ungestörte kennen bzw. definieren. Ist es das, was der klassischen, oder das, was der heute konventionellen Landwirtschaft entspricht oder ... ?

2.3 Werden morphologische Merkmale zurecht bei der Beschreibung der Humusformen so betont? Weil man mit ihnen so einfach arbeiten kann? Aber das stimmt nicht (siehe z.B. 1.1); die Ansprüche, die morpho-

logisches Arbeiten stellt, sind in mancher Hinsicht höher als die Ansprüche anderer Arbeitsweisen. Wer morphologisch arbeitet, sollte Grundvorstellungen von dem haben, was Morphologie ist. Ihre Frage ist: Was zeigt die Form an? Die Beschreibung der Form ist Voraussetzung, diese Frage zu behandeln (Babel 1995/96, auch z.B. 1993). - Ein echter Grund für morphologisches Arbeiten in der Humusformen-Forschung ist, daß viele morphologische Humusmerkmale (wenn klar angesprochen) direkte und eindeutige ökologische Aussagen erlauben - dies im Gegensatz zu vielen humuschemischen Merkmalen.

2.4 Wie tief ins Bodenprofil reichen "Humusprofile" und damit Humusformen-Merkmale? Nur bis zur Untergrenze des A (so unter anderem - laut Klinka et al. - Babel 1975)? Diese Auffassung hat sich wahrscheinlich entwickelt in der Folge der Fokussierung des Interesses auf die Streuverarbeitungsgeschwindigkeit in Wäldern (typischer Vertreter Ewald 1956). In Ackerböden werden aber Spuren von Regenwurm- und Wurzelaktivität sogar noch im C schon lange beachtet (wenn dort auch nicht von Humusformen gesprochen wurde).

2.5 Wie stehen wir zu dem bisher Erreichten? In Deutschland ist bis heute - die Arbeiten aus der DDR werden erst langsam bekannt (Kopp und Schwanecke 1995) - das Prägnanteste die "stufenlose Reihe der Waldhumusformen" nach v.Zezschwitz (Abbildung noch in KA4). Eine solche in sich schlüssige Darstellung verführt immer dazu, nur noch in ihr und nicht über sie hinaus zu denken oder offensichtlich außerhalb Stehendes als Sonderfälle aufzufassen (Sonderformen, KA4).

3. Lösungsvorschläge, Thesen

3.1 Humusformen sind die Typen der durch die Bodenorganismen (einschließlich der Wurzeln) gebildeten oder umgebildeten Lebensräume an oder in der Grenze Atmosphäre/feste Erdkruste (vgl. Babel 1995/96). Sie sind abhängig von den Standortsbedingungen. Dieser Definition liegt die Auffassung zugrund, daß Boden **im Wesentlichen** Lebensraum ist, während ja ein soeben vom Gletscher oder durch einen Bergsturz freigegebenes, vom Wasser oder Wind sedimentiertes mineralisches Material nicht Boden ist, auch wenn es in einigen Fällen unmittelbar und vorzüglich als Standort von Kulturpflanzen geeignet ist. Ihr liegt die Auffassung zugrund, daß unsere Bemühungen um "Humusformen" im Grunde der Erkennung der Typen dieser Lebensräume dienen: Wie bilden die Organismen unter den gegebenen Standortsbedingungen (zu denen auch die Zuwanderungsmöglichkeiten

der Organismen und die menschlichen Einflüsse gehören) das mineralische Material um? Was "machen" sie aus dem Substrat und aus den Standortverhältnissen? (wobei man sich immer im klaren sein muß, daß die höheren Pflanzen der terrestrischen Ökosysteme zur Hälfte Bodenorganismen sind).

3.2 Merkmale der Humusformen sind alle biogenen Bodenmerkmale (über die ganze Tiefe der Bodenprofile): Spuren der Organistentätigkeit und Organismenreste. (Abiotische Merkmale wie Basensättigung können hilfsweise zur Beschreibung und Diskussion mit verwendet werden.) Bei der Auswahl diagnostischer Merkmale sind morphologische oft zu bevorzugen, weil sie oft viele ökologische Informationen enthalten. Die Heterogenität der Humusformen-Merkmale in Fläche und Raum ist eine Gruppe zusätzlicher Merkmale; sie ist wichtig für die Stabilität der Humusformen (Belotti und Babel 1993).

3.3 Humusformen sind typische Kombinationen dieser Merkmale, es sind Typen, nicht Klassen (durch ihren Schwerpunkt, nicht durch ihre Grenzen definiert - für Kartierung können hilfsweise Grenzen abgeleitet werden). (S.a. Jabiol et al. 1995.) Eine Unterscheidung von "typischen" und "Sonderhumusformen" auf hohem systematischem Niveau ist nicht sinnvoll (aber möglich in bezug auf Anwendung). (Humusformensystematik und Kartierbedarf sind zu trennen.)

3.4 Diese Humusformen stehen in einem mehrdimensionalen Raum, dessen Dimensionen die Standortbedingungen sind (vgl. die Ökogramme der Vegetationskundler - Ellenberg 1997).

3.5 Die Humusformen sind wie Pflanzen- und Tiergemeinschaften einem zeitlichen Wechsel unterworfen. Humusformen- (oder vorsichtiger: Humusprofil-) Sukzessionen werden zur Beschreibung und zum Verstehen von Ökosystemänderungen in Zukunft wichtiger werden.

Literatur

Babel U (1995/96): FormEntstehung von Lebensräumen. 71 S., Selbstverlag (U.B., c/o Inst. Bodenkde, Univ. Hohenheim, 70593 Stuttgart) ISBN 3-00-000897-7. - Babel U: andere Arbeiten s. Publ. liste in Hohenheimer Bdkd. Heften Herbst 1996 (Inst. Bodenkunde Univ. Hohenheim, ISSN 0942-0754). - Ehwald E (1956): Sitzungsber. Deutsche Akad. Landw. wiss. Berlin, 5(Nr.12), Hirzel, Leipzig. - Ellenberg H (1997): Vegetation Mitteleuropas, 5. Aufl. - Jabiol B et al. (1995): L'humus sous toutes ses formes. 63 p., ENGREF - 14, rue Girardet - F 54042 Nancy. - KA4 (1994): AG Boden. Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl., Hannover (Kommission E. Schweizerbart, Johannesstr. 3A, 70176 Stuttgart. - Klinka K et al. (1981): Taxonomic classification of humus forms ... Province of British Columbia (Canada), Ministry of Forest. - Kopp D, Schwanecke W (1995): Standortlich-naturräumliche Grundlagen ökologischer Forstwirtschaft. Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin. - Krebs M (1995): Diss. Inst. Bodenkunde, Univ. Hohenheim. - Meyer U (1991): Diss. Inst. Bodenkunde, Univ. Hohenheim. - Schlichting E, Blume HP, Stahr K (1995): Bodenkundliches Praktikum. 2. Aufl. Berlin, Wien. - Schreiber KF (1993): Phytocoenologia 23, 539-560.

Methode der Humusformenansprache bei der forstlichen Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland

von

Kopp, D.*; Dieckmann, O.**; Konopatzy, A.***

1. Bedeutung und Entwicklung der Humusformenerkundung

Beim Verfahren der forstlichen Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland ist die Humusform neben der (Stamm-)Bodenform eine flächendeckend kartierte Komponente innerhalb der Standortform. Sie ist die wichtigste Komponente der naturräumlichen Zustandseigenschaften und kennzeichnet den Oberbodenzustand nach bodenbiologischen und bodenchemischen Eigenschaften mit Blick auf deren Vegetationswirksamkeit. Die Definitionsmerkmale sind auf wandelbare Oberbodeneigenschaften gerichtet. Tabelle 1 macht die Stellung der Humusform im Komponentengefüge komplexer Naturraumformen sichtbar.

Tabelle 1: Stellung der Humusform im Komponentengefüge der Naturraumform

Komponente (dimensionsfrei)	Komponentenformen nach			
	Stammeigenschaften	Zustandseigenschaften		
Vegetation	Stamm-Vegetationsform	fremdstoffarm	fremdstoffbeeinfl.	
		Zustands-Vegetationsform:		
		harmonisch	disharmonisch	
Standort	Lufthülle	Stamm-Standortform Makroklimaeigensch. elief- und bodenbe- dingte mesoklimat. Abweichungen vom Makroklima	Zustands- Klimaform (aus be- standesbe- dingten Ab- weichungen)	Immissionsform
			Humusform	
	Boden	Stamm-Bodenform	harmonisch	disharmonisch
	Grund- und Stauwasser	Grund- und Stauwasserform		
Relief	Reliefform	—————		

Schon zu Beginn der planmäßigen Standortserkundung Anfang der fünfziger Jahre spielte die Humusform, aus der Eberswalder Tradition heraus, eine wesentliche Rolle. Sie wurde aber zunächst nicht streng als Zustandseigenschaft betrachtet. Die Klassifikation folgte dem von E. Ehwald erarbeiteten Vorschlag in der damals noch - de facto - gemeinsamen 1. Auflage der Richtlinie Forstliche Standortsaufnahme (Ehwald 1958).

Seitdem von 1954 an Stamm- und Zustandseigenschaften in der Standortsklassifikation und -kartierung getrennt erfaßt werden, wird die Humusform zum Hauptmerkmal der Zustandseigenschaften und somit getrennt auf der Standortskarte erfaßt, zunächst aber nicht unmittelbar sondern auf dem Umweg über Degradationsstufen.

Degradationsstufen kennzeichneten durch rote Schraffen auf der Standortskarte die Abweichung der Ansprache-Humusform von der natürlichen Gleichgewichts-Humusform. In den sechziger Jahren waren rund 800000ha, das waren etwa 40% der Tieflandswaldfläche, als degradiert kartiert.

* Dömitzer Str. 20
19303 Tewswos

** Landesamt für Forstplanung
Gr. Moor 30
19055 Schwerin

*** Landesanstalt für Forstplanung
Schwappachweg 1
16225 Eberswalde

Seit 1965 erscheint die Humusform unmittelbar als Kartiereinheit auf der Standortskarte und zwar auch dort, wo keine Degradation vorliegt. Die Degradationsstufen werden nicht mehr kartiert sondern aus Gegenüberstellung von Stamm-Standortsform (und deren natürlicher Gleichgewichts-Humusform) und Ansprache-Humusform abgeleitet.

1966/67 wurden bei der Bearbeitung der Dübener Heide erstmals disharmonische Humusformen kartiert, disharmonisch infolge Aufbasung von Rohhumus als Ausgangs-Humusform durch SO_2 -begleitende basische Flugasche. Bis Anfang der achtziger Jahre betrug der Anteil an aufgebast kartierten Humusformen etwa 9% der Tieflandsfläche (Kopp 1986). Seit 1985 machen sich drastisch stickstofftrophierte Standorte bemerkbar, und gegenwärtig mehren sich Spuren von Bodenversauerung, besonders auf primär basenreichen Böden unter Laubholz.

Wir blicken demnach in den 45 Jahren planmäßiger Standortserkundung auf einen wechselvollen Zustandswandel zurück, der je nach Einwirkstärke der Wandlungsursachen und dem Reaktionsvermögen des Bodens auch räumlich vielfältig ist. Da aller Wandel ernste waldbauliche Folgen hat, ergibt sich zwingend, ihn von Zeit zu Zeit flächenhaft festzuhalten. Dazu dient die periodische Wiederkartierung der Humusformen bei im wesentlichen unverändertem Karteninhalt der Stamm-Standortsformen.

Dieser Entwicklung mußte sich auch die Klassifikation der Humusformen anpassen. Die vorwiegend morphologische Ansprache zu Beginn in den fünfziger Jahren konnte die gewachsenen Ansprüche nicht erfüllen. Traditionsbedingt den Blick auf die Zusammenhänge zwischen Bodeneigenschaften und Bodenvegetation gerichtet, war die Suche nach Vegetationswirksamkeit der Oberbodeneigenschaften bestimmend für die Weiterentwicklung der Humusformenklassifikation.

2. Klassifikation der Humusformen

Klassifikationsmerkmale der Humusform sind die Nährkraftstufe und die mit dem (Feucht-)Humusvorrat des Oberbodens verbundene Feuchtestufe. Die Nährkraftstufe ist Ausdruck für vegetationswirksame bodenbiologische und -chemische Eigenschaften des Oberbodens. Für die bodenbiologischen Eigenschaften gilt die Morphologie des Oberbodens, vor allem der Humusauflage, als Kennmerkmal. Für die bodenchemischen Eigenschaften ist es der Stickstoffstatus, beurteilt nach N_t in % von C_t ($^{100}/CN$) im O-Horizont bzw. im obersten Zentimeter des A-Horizontes, und der Säure-Basenstatus, beurteilt nach der Basensättigung und dem pH-Wert in den in gleichen Bodenschichten.

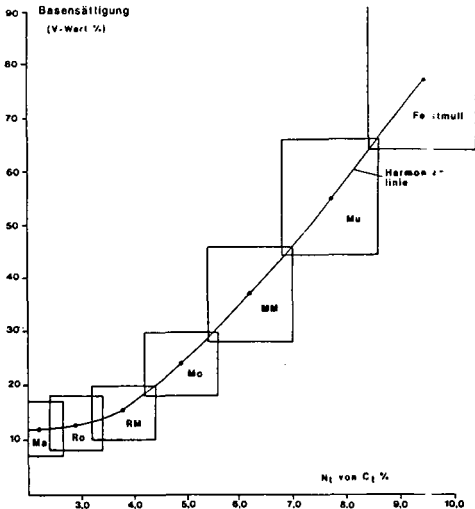


Abb. 1: Beziehung zwischen Stickstoff- und Säure-Basenstatus bei harmonischen Humusformen

- Mu - Mull
- MM - mullartiger Moder
- Mo - Moder
- RM - rohhumusartiger Moder
- Ro - (Normal-)Rohhumus
- Ma - Magerrohhumus
- Hu - Hungerrohhumus

Bei Fremdstoffarmut harmonisieren Stickstoff- und Säure-Basenstatus miteinander (Abb.1), so daß sie , als gemeinsames Merkmal abgestuft, in die Nährkraftstufe der Humusformen mit harmonischer Nährkraft eingehen können. Bei stärkerem Fremdstoffeinfluß sind die Nährkraftstufen gewöhnlich disharmonisch. Bei Übergewicht des Basenstatus weicht die Humusform nach oben links von der „Harmonielinie“ ab, bei Übergewicht des Stickstoffstatus nach unten rechts

Bei dem zweiten Merkmal gehen primär natürlich der Humusvorrat des Oberbodens und die durch die Bodenvegetation widergespiegelte Feuchtestufe parallel. Bei näher zurückliegender Entwässerung, besonders durch Grundwasserabsenkung, ist die Parallelität aber für längere Zeit aufgehoben. Dann müssen Oberbodenfeuchtestufe und Stufe des (Feucht-)Humusreichtums getrennt berücksichtigt werden. Die Stufe des Humusreichtums ist dann aus der (Stamm-)Bodenform übernehmbar; dort ist der Humusvorrat eines der Klassifikationsmerkmale.

Tabelle 2: Klassifikation der harmonischen Humusformen

Für die harmonischen Nährkraftstufen der Humusform oder kurz: *harmonischen Humusformen* ist die Klassifikation aus Tab.2 ersichtlich. Bei der Nährkraftstufe ist die gebräuchliche Spanne vom Mull zum (Normal-)Rohhumus erweitert durch den Mager- und Hungerrohhumus. Besonders der Hungerrohhumus ist zur Zeit nur über die Bodenvegetation abtrennbar. Die gegenwärtig verfügbaren Analysemethoden erlauben eine Abtrennung nicht, obwohl aus Düngerversuchen die extreme Stickstoffarmut dieser Humusform klar erkennbar ist. Die Feuchtestufen entsprechen bei lang eingespieltem Gleichgewicht bei mäßig trockenem Tieflandsklima (Tm) den Stufen des Humusreichtums (vgl. Tab.2) wie folgt:

trocken	- ziemlich humusarm
mäßig frisch	- mäßig humushaltig
frisch	- ziemlich humusreich
feucht	- humusreich
naß	- sehr humusreich

Die anderen in Tabelle 2 innerhalb der Feuchtestufen noch aufgeführten Stufen des Humusreichtums stammen von humusreicheren Bodenformen nach Entwässerung. Die aktuelle Feuchtestufe hat sich dann dem trockeneren Feuchtezustand angepaßt, der Humusvorrat aber noch nicht.

Die Widerspiegelung der harmonischen Humusformen in der Bodenvegetation ist aus dem Tabellenschema für die harmonischen Zustands-Vegetationsformen (Tab.3) ersichtlich. Dieses Tabellenschema ist aus einer Vegetationstabelle mit etwa 800 Einzelaufnahmen an analysierten Weiserpunkten mit Eintrag aller Arten entstanden. Die Zusammensetzung der 44 Weiserartengruppen ergibt sich aus dieser vollständigen Tabelle. Tabelle 4 bringt drei Beispiele von Weiserartengruppen und deren ökologisches Spektrum nach Nährstoff- und Feuchtestufe.

Tabelle 3: Widerspiegelung der harmonischen Humusformen durch harmonische Zustands-Vegetationsformen (in der Ebene von Formengruppen) aus Kopp u. Schwanecke 1995

Tabelle 2:

Klassifikation der harmonischen Humusformen

Merkmale aus Direktansprache									Merkmale durch Ableitung aus der Stamm-Bodenform				
Oberbodenfeuchte-stufe	Nährkraftstufe Horizontfolge								Stufe des Humusreichtums ^c in t/ha bis 20 cm (von der Of-Oberfläche an)	Besond. des O-Horiz.	ohne Besonderheiten	mit Fibz ^d	mit Mooraufll.
	L - A	L - Of - A	L - Of - Oh - A ^a										
	Stickstoffstufe nach Nt % von Ct (Ct _{Nt})												
	n ₈ 10,4...8,4 9,6...11,9	n ₇ 8,6...6,8 11,6...14,7	n ₆ 7,0...5,4 14,2...18,5	n ₅ 5,6...4,2 17,8...23,8	n ₄ 4,4...3,2 22,7...31,2	n ₃ 3,4...2,4 29,4...41,6	n ₂ 2,6... >38,6	n ₁ a					
	Säure-Basenstufe nach Basensättigung % (Kappen-Adrian) und pHKCI												
	b ₈ >=66 >=6,0	b ₇ 66...46 5,2...4,8	b ₆ 46...30 5,0...4,0	b ₅ 30...18 4,2...3,2	b ₄ 18...10 3,4	b ₃₋₄ <=18 <=3,2	b	b					
trocken		trockner Mull	trockner mullartiger Moder	trockner Moder	trockner rohhumus-artiger Moder	trockner Rohhumus	trockner Mager-rohumus	trockner Hunger-rohumus	=< 45 >45...60 >60...80	X X X			
mäßig frisch		mäßig frischer Mull	mäßig frischer mullartiger Moder	mäßig frischer Moder	mäßig frischer rohhumus-artiger Moder	mäßig frischer Rohhumus	mäßig frischer Mager-rohumus	mäßig frischer Hunger-rohumus	>45...60 >60...80 >80...110 >110...160	X X X X		X	
frisch	frischer Fettmull	frischer Mull	frischer mullartiger Moder	frischer Moder	frischer rohhumus-artiger Moder	frischer Rohhumus	frischer Mager-rohumus		>60...80 >80...110 >110...160 >160...240	X X X X		X X	
feucht	feuchter Fettmull	feuchter Mull	feuchter mullartiger Moder	feuchter Moder	feuchter rohhumus-artiger Moder	feuchter Rohhumus			>80...110 >110...160 >160...240 >240	X X X X		X X X	X
naß	nasser Fettmull	nasser Mull	nasser mullartiger Moder	nasser Moder	nasser rohhumus-artiger Moder	nasser Rohhumus			>110...160 >160...240 >240	X X X		X X X	X

^a Der O-Horizont ist beim Magerrohhumus und Hungerrohhumus jeweils dünner als beim (Normal)-Rohhumus der entsprechenden Oberbodenfeuchtestufe

^b Bei gegenwärtig angewendeten Labormethoden mitunter nur über die Bodenvegetation: von der nächst höheren Stufe trennbar.

^c Mit den Beziehungen

=<45	humusarm	>110...160	humusreich
>45...60	zieml. humusarm	>160...240	sehr humusreich
>60...80	mäßig humushaltig	>240...360	extrem humusreich
>80...110	zieml. humusreich		

Die Stufen des Humusreichtums werden über den Humusvorrat der Stamm-Bodenform erfaßt, z.B. mäßig humushaltiger mäßig frischer rohhumusartiger Moder bei Kombination mit der Sand-Braunerde. Bei kombinierter Anwendung von Humusform und Stamm-Bodenform kann die Stufe des Humusreichtums bei der Humusform daher entfallen

^d bei Rohhumus und rohhumusartigem Moder

Erläuterungen zu Tabelle 3:

- 1 Noch ohne Differenzierung nach Hauptbaumarten der Baumschicht und vorwiegend gültig für das Zentrum des Tieflandes.
- 2 Die Zusammensetzung der Weisergruppen aus Arten kann hier nicht dargestellt werden. In den freigelassenen Zeilen stehen die Leitarten noch nicht fest.

Tabelle 4 Artenzusammensetzung und Humusformenspektrum von drei beispielhaften Weiserartengruppen

<u>Crepis-paludosa-Gruppe</u>							<u>Oxalis-acetosella-Gruppe</u>							<u>Vaccinium-myrtillus-Gruppe</u>						
mit							mit							mit						
Crepis paludosa (Sumpf-Pippau)							Oxalis acetosella (Sauerklee)							Vaccinium myrtillus ≥ 3 (Blaubeere)						
Listera ovata (großes Zweiblatt)							Rubus idaeus ≤ 2 (Himbeere)													
Chrysosplenium alternifolium (wechselblättriges Milzkraut)							Rubus fruticosus (Brombeere)							Deschampsia flexuosa ≥ 3 (Drahtschmiele)						
Paris quadrifolia (Einbeere)							Anemone nemorosa (Busch-Windröschen)							Pleurozium schreberi ≥ 3 (Rotstengeliges-Astmoos)						
Mnium undulatum (wellenblättriges Sternmoos)							Atrichum undulatum (Katharinenmoos)													
							Galeopsis tetrahit (stechender Hohlzahn)													
							Maianthemum bifolium (Schattenblümchen)													
							Viola silvestris coll. (Rivins- und Waldveilchen)													

	Mu	MM	Mo	RM	Ro	Ma		Mu	MM	Mo	RM	Ro	Ma		Mu	MM	Mo	RM	Ro	Ma	
trocken																					
mäßig																					
frisch								X	X	X	X								X	X	
frisch								X	X	X	X								X	X	
feucht	X							X	X	X	X								X	X	
naß	X							X	X	X	X										

Ziffernerklärung

Mu Mull MM Mullartiger Moder Mo Moder RM Rohhumusartiger Moder Ro (Normal-) Rohhumus Ma Magerrohumus

Bei den *disharmonischen Humusformen* (Tab.5) gehen Stickstoff- und Säure-Basenstufe getrennt in die Klassifikation ein. Beide Merkmale erscheinen auch in der Bezeichnung getrennt. Die gewohnten Begriffe vom Mull bis Rohhumus bleiben an die Stickstoffstufe gebunden, da die Stickstoffstufe vorwiegend die Morphologie bestimmt; die Säure-Basenstufe wird als Adjektiv vorangesetzt. Tabelle 5 enthält nur *eine* Feuchtestufe. Für die anderen Feuchtestufen sind die zweigliedrigen Nährkraftstufen die gleichen; zu den nasseren Feuchtestufen ist die Disharmoniespanne aber geringer.

Auch die disharmonischen Humusformen werden von der Bodenvegetation widerspiegelt und zwar durch disharmonische Zustands-Vegetationsformen. Im neuesten Vorschlag zur Klassifikation der disharmonischen Zustands-Vegetationsformen in Kiefernbeständen wurden durch A. Konopatky 1250 mit Bodenanalysendaten gekoppelte Vegetationsaufnahmen zu Tabellen und Tabellenschemata verarbeitet. Näheres ist aus einer in Vorbereitung Veröffentlichung zu ersehen.

Disharmonische Humusformen sind oft durch raschen Wandel entstanden. Dann läuft die Bodenvegetation dem laboranalytischen Oberbodenbefund nach. Bei der Stickstoffstufe ist Vegetationsnachlauf vom ärmeren Altzustand her stark verbreitet; er kommt ein- und zweistufig vor und wird durch einen nach links gerichteten Pfeil oder Doppelpfeil hinter der Abkürzung bezeichnet, z.B. Mo ← Moder mit nachlaufender Vegetation aus ärmerem Altzustand. Bei der Säure-Basenstufe ist Vegetationsnachlauf bisher erst von wenigen Beispielsstandorten bekannt. Es ist ein ein- oder zweistufiger Nachlauf vom reicheren Altzustand her, gekennzeichnet durch einen nach rechts gerichteten Pfeil oder Doppelpfeil hinter der Abkürzung der Säure-Basenstufe, z.B. b* → Mu - mäßig basenhaltiger Mull mit nachlaufender Vegetation aus reicheren (Basen-)Altzustand.

3. Abweich- und Wandlungsstufen der Humusform

Die zuvor im Abschnitt 2 erläuterten Ansprachestufen der Humusform lassen sich über den Ansprache-status hinaus als Abweichstufen vom natürlichen Gleichgewichtszustand und vom Gleichgewicht unter realer Bestockung interpretieren und auch als Wandlungsstufe. Die Abweichstufen ergeben sich aus dem zeitgleichen Nebeneinander unterschiedlicher Humusformen auf der Basis streng vergleichbarer Stammeigenschaften, wie sie in der Stamm-Bodenform und -standortform erfaßt werden. Die Wandlungsstufen ergeben sich aus Zeitvergleich am gleichen Standort durch Wiederaufnahme und -kartierung. Abweich- und Wandlungsstufen können harmonisch aber auch disharmonisch sein. Sind sie harmonisch, können Nährkraftabweichung und -wandel durch *em* Merkmal ausgedrückt werden, sind sie disharmonisch, sind zweifelhafte Abweich- und Wandlungsstufen erforderlich.

Tabelle 5 Nährkraftstufen der Humusform bei Disharmonie ^a zwischen Stickstoff- und Säure-Basenstufe

Stickstoffstufe nach N _c ‰		C/N		S y m b o l	Säure-Basenstufe nach V-Wert ‰ (obere Zahlen) und pH _{KCl} (untere Zahlen) im O-Horizont							
im O-Horizont					b ₈	b ₇	b ₆	b ₅	b ₄	b ₃		
10,4	8,4	9,6	11,9	n ₈	carbonat- haltiger Fettmull	basen- reicher	zieml. ba- senreicher					
8,6	6,8	11,6	14,9	n ₇	carbonat- haltiger Mull	basen- reicher	zieml. ba- senreicher	mäßig ba- senhalt.				
7,0	5,4	14,2	18,5	n ₆	carbonat- haltiger mullartiger Moder	basen- reicher	zieml. ba- senreicher	mäßig ba- senhalt.	ziemlich basenarm			
5,6	4,2	17,8	23,8	n ₅	carbonat- haltiger Moder	basen- reicher	zieml. ba- senreicher	mäßig basenhalt.	zieml. ba- senarm			
4,4	3,2	22,7	31,2	n ₄	carbonat- haltiger rohhumusartiger Moder	basen- reicher	zieml. ba- senreicher	mäßig ba- senhalt.	zieml. ba- senarm	basen- arm		
3,4	2,4	29,4	41,6	n ₃		basen- reicher Rohhumus	zieml. ba- senreicher	mäßig ba- senhalt.	zieml. ba- senarm^b	basen- arm^b		
≤ 2,6	≥ 38,4			n ₂			zieml. ba- senreicher Magerrohhumus	mäßig ba- senhalt.	zieml. ba- senarm^b	basen- arm^b		

^a Die Felder der mit aufgeführten Humusformen mit Harmonie zwischen Stickstoff- und Säure-Basenstufe wurden fettgedruckt.

^b Rohhumus und Magerrohhumus gelten in beiden Säure-Basenstufen als harmonisch.

Tabelle 6: Kombinationen zwischen (Stamm-)Bodenform und Humusform

Mit welcher Vielfalt von Zustandsabweichungen man beim Boden zu rechnen hat, zeigt Tab. 6. Die Zustandsabweichungen ergeben sich aus dem Humusformenspektrum auf gleicher (Stamm-)Bodenform, die hier zwar nur als Hauptbodenform mit Stamm-Nährkraftstufe erscheint, aber streng nach Stammeigenschaften gefärbte Feinbodenformen zum Hintergrund hat. Z. B. reicht bei der Fehlerde mit Nährkraftstufe K-Kräftig bei mullartigem Moder als natürliche Gleichgewichts-Humusform das Spektrum der harmonischen Humusformen (liegende Kreuze in Tab.6) bis zum Rohhumus, im Extrem auch bis zum Hungerrohhumus. Bei den disharmonischen Humusformen (stehende Kreuze) kommen die meisten der denkbaren Kombination von Stickstoff- und Säure-Basenstufe auch vor.

Die gleiche Vielfalt der Zustandsabweichungen findet sich auch in der Vegetation. Bei der als Beispiel genannten Fahlerde mit Nährkraftstufe K-Kräftig bei Riesenschwingel-Traubeneichen-Buchenwald als Stamm-Vegetationsform reicht die Spanne der Zustands-Vegetationsformen bis herab zum Zypressenmoos- oder gar Flechten-Kiefernbestand (vgl. Tab. 2/12 bei Kopp u. Schwanecke 1995).

Die *Abweichstufen* der Nährkraft von der natürlichen Gleichgewichts-Humusform sind in ihrer Gesamtheit in Tabelle 7 dargestellt, im oberen Teil mit eingliedrigen Stufen für harmonische Abweichung, im unteren Teil getrennt für die Stickstoff- und Säure-Basenstufe bei disharmonischer Abweichung.

Tabelle 7. Abweichstufen der Nährkraftansprachestufe der Humusform von der natürlichen Gleichgewichtsstufe

Bei Harmonie zwischen Stickstoff- und Säure-Basenstufe

natürliche Gleichgewichts-Humusform	zugehörige Stamm-Nährkraftstufe	aktuelle Nährkraftstufe der Humusform								
		Fettmull	Mull	mullartiger Moder	Moder	rohhumusartiger Moder	(Normal-) Rohhumus	Magerrohhumus	Hungerrohhumus	
Mull	R		0	-1	-2					
mullartiger Moder	K		+1	0	-1	-2	-3	-4	-5	
Moder	M			+1	0	-1	-2	-3	-4	
rohhumusartiger Moder	Z				+1	0	-1	-2	-3	
(Normal-) Rohhumus	A					+1	0	-1	-2	

Bei Disharmonie zwischen Stickstoff- und Säure-Basenstufe

		für die Stickstoffstufe allein								
		sehr stickstoffreich	stickstoffreich	zieml. stickstoffreich	maß. stickstoffhaltig	zieml. stickstoffarm	stickstoffarm	sehr stickstoffarm	extrem stickstoffarm	
		n ₈	n ₇	n ₆	n ₅	n ₄	n ₃	n ₂	n ₁	
Mull	R	•	0	-1						
mullartiger Moder	K	•	+1	0	-1	-2	-3			
Moder	M		+2	+1	0	-1	-2			
rohhumusartiger Moder	Z			+2	+1	0	-1	-2		
(Normal-) Rohhumus	A				+2	+1	0	-1	-2	

		für die Säure-Basenstufe allein						
		carbonathaltig (b ₈)	basenreich (b ₇)	zieml. basenreich (b ₆)	mäßig basenhaltig (b ₅)	zieml. basenarm (b ₄)	basenarm (b ₃)	
Fettmull	C	0						
Mull	R	+1	0	-1				
mullartiger Moder	K	+2	+1	0	-1			
Moder	M	+3	+2	+1	0	-1		
rohhumusartiger Moder	Z	+4	+3	+2	+1	0	-1	
(Normal-) Rohhumus	A	+5	+4	+3	+2	+1	0	

Tabelle 8 Integrierte Nährkraftabweichziffer vom natürlichen Gleichgewicht

Stickstoffabweichstufe Disharmoniestufe des Säure-Basenstatus (gegenüber Stickstoffstufe)

	-3	-2	-1	0	+1	+2	+3	+4
-5				5	6	7		
-4				4	5	6	7	
-3				3	4	5	6	7
-2			3	2	3	4	5	6
-1			2	1	2	3	4	5
0	3	2	1	0	1	2	3	4
+1	4	3	2	1	2	3	4	5
+2	5	4	3	2	3	4	5	
+3	6	5	4	3	4	5		
+4	7	6	5	4	5			

Mit Tabelle 8 werden für disharmonische Humusformen die Stickstoff- und Säure-Basenstufe zu einer gemeinsamen Ziffer verknüpft, die als *integrierte Nährkraft-Abweichziffer* bezeichnet wird. Aus der Umkehrung dieser Ziffer ergibt sich der Natürlichkeitsgrad des Bodenzustandes als Ganzes.

Tabelle 9 Nährkraft-Wandlungsstufen der Humusform ^a

Bei harmonischem Wandel

Ausgangs-Nährkraftstufe der Humusform	der	Folge-Nährkraftstufe der Humusform								
		FM	Mu	MM	Mo	RM	Ro	Ma	Hu	
Fettmull	FM	0								
Mull	Mu		0							
mullart. Moder	MM			0						
Moder	Mo				+1	0				
roh.art. Moder	RM				+2	+1	0			
Rohhumus	Ro				+3	+2	+1	0		
Magerroh.	Ma				+4	+3	+2	+1	0	
Hungerroh.	Hu				+5	+4	+3	+2	+1	0

Bei disharmonischem Wandel

getrennt nach Stickstoff- und Säure-Basenstufe

Ausgangs-Stickstoffstufe der Humusform	der	Folge-Stickstoffstufe der Humusform							
		n ₈	n ₇	n ₆	n ₅	n ₄	n ₃	n ₂	n ₁
sehr stickstoffreich	n ₈	0							
stickstoffreich	n ₇	+1	0						
zieml. stickstoffreich	n ₆		+1	0	-1				
mäßig stickstoffhaltig	n ₅		+2	+1	0	-1			
zieml. stickstoffarm	n ₄			+2	+1	0			
stickstoffarm	n ₃				+2	+1	0		
sehr stickstoffarm	n ₂				+3	+2	+1	0	
extrem stickstoffarm	n ₁				+4	+3	+2	+1	0

Ausgangs-Säure-Basenstufe der Humusform	Ba-	Folge-Säure-Basenstufe der Humusform					
		b ₈	b ₇	b ₆	b ₅	b ₄	b ₃
karbonathaltig	b ₈	0					
basenreich	b ₇	+1	0	-1	-2		
zieml. basenreich	b ₆	+2	+1	0	-1		
mäßig basenhaft	b ₅	+3	+2	+1	0	-1	
zieml. basenarm	b ₄	+4	+3	+2	+1	0	
basenarm	b ₃	+5	+4	+3	+2	+1	0

^a Als Inventurergebnis seit den fünfziger Jahren.

Aus Tabelle 9 sind die bisher erfaßten *Wandlungsstufen* der Humusform ersichtlich, wiederum getrennt nach harmonischem und disharmonischem Wandel. Bei disharmonischem Wandel müssen Stickstoff- und Säure-Basenstufe getrennt erfaßt werden.

4. Auswirkung der Humusformenerkundung auf die Interpretationsfähigkeit forstlicher Standortskarten

Mit dieser die Vegetationswirksamkeit des Oberbodenzustandes erfassenden Humusformenklassifikation und -kartierung ergeben sich einige Vorteile für die Interpretation der Standorts- und Naturraumerkundung.

Die Bodenzustandsentwicklung kann mit dem Blick auf die Waldbodenfruchtbarkeit durch periodische Wiederkartierung der Humusformen verfolgt werden. Beispiele periodischer Humusformenkartierung liegen vor mit Erstkartierung von 1956 bzw. mit Rekonstruktion auf den Zustand von 1912 und mit drei- bzw. zweifacher Wiederkartierung (Kopp u. Schübel 1971, Kopp 1989, 1988, Abschn. 5 in Kopp u. Schwanecke 1995, Heinsdorf 1995).

Die Fremdstoffbelastung des Bodens kann als Abweichung vom natürlichen Gleichgewichtszustand unter natürlicher Bestockung und vom Gleichgewichtszustand unter realer Besockung interpretierte werden und auch als Belastungswandel, wenn Erkundungsergebnisse aus Zeitvergleich vorliegen. Belastungswandel wurde an Beispielsgebieten erkundet: (Kopp u. Kirschner 1993, Kopp, Schübel u. Schöneich 1993, Konopatzky u.a. 1995, Heinsdorf 1995, Kopp u.a. 1996). Die Humusformenerkundung auf die hier dargestellte Weise erlaubt ferner einen verbesserten Ansatz zur Bestimmung ökologischer Belastungsgrenzen (Critical Loads) für Waldnaturräume (Abschnitt in Kopp u. Kirschner 1993, Kopp, Nagel u. Henze 1995).

Die Naturnähe des Bodenzustandes kann aus den integrierten Abweichziffern von der natürlichen Gleichgewichts-Humusform durch Umkehrung der Ziffernfolge bestimmt werden. Zusammen mit der Naturnähe der realen Bestockung, für die wir einen entsprechenden Schlüssel erarbeitet haben, ergibt sich aus beidem die Naturnähe als Ganzes. Ein Ableitalgorithmus dafür ist im Auftrag des Landesnationalparkes von Mecklenburg-Vorpommern in Arbeit. Als erstes Anwendungsbeispiel, auf der Grundlage der Standortserkundung und Forsteinrichtung, ist der Müritz-Nationalpark in Arbeit.

5. Ausblick

Bei der Weiterentwicklung unserer Humusformen-Klassifikation müßte der Anspruch auf Vegetationswirksamkeit der Definitionsmerkmale beibehalten werden. Neben den bodenchemischen Merkmalen müßten vegetationswirksame bodenbiologische Merkmale stärker berücksichtigt werden. Außer den schon jetzt unstrittigen grobmorphologischen Merkmalen wären die in der Kartieranleitung der geologischen Landesämter (KA4) verwendeten feinmorphologischen Merkmale daraufhin zu überprüfen, ob sie für vegetationswirksame bodenbiologische Zustände wesentlich sind. Das sollte zunächst an harmonischen und erst danach an disharmonischen Humusformen mit Vegetationsnachlauf geschehen. Die sich als wesentlich erweisenden Merkmale sind dann mit dem Ziel gegenseitiger Annäherung in unsere Klassifikation aufzunehmen.

Literatur

- Ehwald, E.: Die Einteilung der Waldhumusformen. In :Forstliche Standortsaufnahme, Begriffe und Fachausdrücke, 1.Aufl. Hrsg. Arbeitskreis Standortkartierung, Hiltrup bei Münster, S. 23-39, 1958
- Heinsdorf, D.: Der Sauener Wald; Erkennbarer Wandel. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 29 (1995), H3
- Konopatzky, A., u.a.: Bodenzustandswandel forstlich genutzter Standorte des Immissionsgebietes Dübener Heide und seine Erfassung über die forstliche Boden- und Standortkartierung (Exkursionsführer). Mitt.Dt.Bodenk.Ges. 77 (1995), 95-124
- Kopp, D.,Schübel, G.: Standörtliche Grundlagen für die Steigerung der Waldbodenfruchtbarkeit. Arch. Forstwes. 20 (1979), 1-20
- Kopp, D.: Vegetationsveränderungen auf Waldstandorten des Tieflandes durch Immission basischer Flugaschen und Zementstaub. Arch. Naturschutz u. Landsch.forsch. 26 (1986), 105-115

- Kopp, D.: Die Bedeutung des Sauener Waldes und er Versuchsreviere Tschinka/Schwenow für das Erkennen und Überwinden von Degradationen des Fruchtbarkeitszustandes von Waldstandorten. Akad.Landw.wiss. DDR, Inf. Wiss. u. Techn. LFN Berlin, 1 (1988), S. 83-95
- Kopp, D.: Fruchtbarkeitskontrolle durch periodische Zustandkartierung für Waldstandorte des Tieflandes mit harmonischer Zustandsentwicklung. ...mit fremdstoffbedingt disharmonischer Zustandsentwicklung. Soz. Forstwirtsch. (Der Wald) 39 (1989), S. 154-156 u. 246-250
- Kopp, D., Kirschner, G.: Fremdstoffbedingter Standortswandel auf periodischer Kartierung des Standortzustandes in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes nach Ergebnissen der Standortserkundung. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 26 (1992), 62-71
-
- Kopp, D., Schübel, G., Schöneich, J.: Der Einfluß der Rüdersdorfer Kalk-(Zementstaub-) emission auf die Waldnaturräume der Umgebung. Berlin, Geowiss. Abh. (1993)
- Kopp, D., Nagel, H.-D., Henze, Cl.: Ökologische Belastungsgrenzen (Critical Loads) der Waldnaturräume in Beispielsgebieten des nordostdeutschen Tieflandes gegenüber Stickstoff-, Säure- und Basendeposition. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch. ökol. 29 (1995), S. 64-75
- Kopp, D. u.a.: Erkundungsergebnisse zur Bodenzustandsentwicklung in den Wäldern Mecklenburg-Vorpommerns; zugleich Ergebnisse der Bodenzustanderhebung. Hrsg. Minist. für Landwirtschaft und Naturschutz von Mecklenburg-Vorpommern, Eigendruck 1996

Zur Gliederung der Waldhumusformen in der Bodenkundlichen Kartieranleitung und der Forstlichen Standortaufnahme

von

Milbert, G.*

Vor kurzem sind die Anleitung zur Bodenkartierung (AG BODEN 1994) und zur forstlichen Standortkartierung (AK STANDORTSKARTIERUNG 1996) in Neuauflagen erschienen. Beide Anleitungen besitzen sowohl für geologische Landesämter und die Forstverwaltung auf der einen Seite als auch für bodenkundlich/standortkundlich arbeitende Institute, für die Berufsausbildung und für freiberuflich arbeitende Kartierer auf der anderen Seite einen gewissen Richtliniencharakter.

Die Gliederung der Waldhumusformen ist in beiden Anleitungen weitgehend identisch und wurde vom Arbeitskreis Standortkartierung, Vertretern verschiedener bodenkundlicher und forstwissenschaftlicher Universitätsinstitute sowie von Mitgliedern des AK Humusformen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft aktualisiert. Für Mittelgebirgsstandorte hat VON ZEZSCHWITZ (1976) eine Gliederung der Waldhumusformen erarbeitet, die auf der Definition makroskopisch erkennbarer morphologischer Merkmale der L-, Of-, Oh- und A-Horizonte beruht. Diese Gliederung baut auf älteren Arbeiten z.B. von KUBIENA (1953) auf. Vor allem in den alten Bundesländern Deutschlands wird diese morphologische Gliederung zur Humusformenansprache verwendet.

Obwohl zur Benennung von Humusformen bzw. von Humuszuständen im Rahmen der forstlichen Standortkartierung in der ehemaligen DDR und heute in den neuen Bundesländern der Bundesrepublik Deutschland die gleichen Begriffe zur Benennung von Waldhumusformen verwendet wurden und werden, unterscheiden sich die Ansprachekriterien beider Humusformengliederungen dennoch deutlich. In einem weiteren Beitrag dieser Mitteilungen der DBG stellt D. Kopp die Gliederung der Humusformen der Standortkartierung in den neuen Bundesländern vor. Auf bodenkundlichen und standortkundlichen Exkursionen werden zur Zeit beide systematischen Gliederungen parallel verwendet und erläutert; dies wurde auch auf dem diesjährigen Humusformen-Kolloquium des AK Humusformen in Friedrichsmoor bei Schwerin praktiziert. Im folgenden werden die Grundzüge der morphologisch definierten Humusformengliederung zusammenfassend dargestellt.

Der Humuskörper eines Waldbodens besteht aus **Auflagehumus** und **Mineralbodenhumus**. Der Auflagehumus umfaßt die Gesamtheit der auf dem Mineralboden befindlichen abgestorbenen und in Zersetzung befindlichen pflanzlichen und tierischen Stoffe sowie deren organische Umwandlungsprodukte. Der Auflagehumus besteht je nach Humusform aus 1 - 3 Auflagehumushorizonten mit unterschiedlich hohen Anteilen von makroskopisch erkennbaren Pflanzenteilen, Arthropodenexkrementen usw. sowie organischer Feinsubstanz. Der Mineralbodenhumus umfaßt die Gesamtheit der im Mineralboden vorhandenen abgestorbenen und in Zersetzung befindlichen pflanzlichen und tierischen Stoffe sowie deren organische Umwandlungsprodukte. Zur Definition der Humusformen wird die Gesamtheit der Auflagehumushorizonte sowie der A-Horizont berücksichtigt. Die Horizonte des Auflagehumus sind mit ihren typischen Merkmalen und Lagerungsarten in der Forstlichen Standortaufnahme (AK STANDORTSKARTIERUNG 1996) ausführlich beschrieben. Der Wasserhaushalt des Oberbodens ist das differenzierende Kriterium für die systematische Einteilung in die Humusformengruppen: Aeromorphe -, Hydromorphe -, Subhydrische Humusformen und Torfe (Tabelle 1).

Tabella 1: Vereinfachte Übersicht der Waldhumusformen auf terrestrischen und semiterrestrischen Mineralböden

Humusformengruppe	Humusform	Horizontfolge	Bemerkungen
Aeromorphe Humusformen			
Mineralbodenhumusformen	Mull		
	L-Mull (typ. Mull)	L/Axh/..	Axh-Horizont basenreich mit stabilem Krümelgefüge
	F-Mull	L/Of/A-/..	Of flächendeckend ausgebildet
Auflagehumusformen	Mullartiger Moder	L/Of/(Oh)/A-/..	Oh filmartig, nicht flächendeckend
	Typischer Moder	L/Of/Oh/A-/..	Oh flächendeckend ausgebildet, meist > 5 mm mächtig
	feinhumusarmer Typischer Moder	L/Of/Oh/A-/..	Oh < 2 cm
	feinhumusreicher Typischer Moder	L/Of/Oh/A-/..	Oh >= 2 cm
	Rohhumusartiger Moder	L/Of/Oh/A-/..	Oh kompakt, unscharf brechbar,
	feinhumusarmer Rohhumusartiger Moder	L/Of/Oh/A-/..	Oh < 3 cm
	feinhumusreicher Rohhumusartiger Moder	L/Of/Oh/A-/..	Oh >= 3 cm
	Rohhumus	L/Of/Oh/A-/..	Oh scharfkantig brechbar, meist kompakt
	feinhumusarmer Rohhumus	L/Of/Oh/A-/..	Oh < 4 cm
	feinhumusreicher Rohhumus	L/Of/Oh/A-/..	Oh >= 4 cm
Hydromorphe Humusformen			
Feuchthumusformen			zeitweise anaerobe Verhältnisse im Oberboden
	Feuchtmull	L/(Of)/Axh/..	
	Feuchtmoder	L/Of/Oh/A-/..	
	Feuchtrohhumus	L/Of/Oh/A-/..	
Naßhumusformen			
	Anmoor	L/Aa/..	zeitweise bis zur/über Oberfläche vernäßt
Sonderhumusformen			
	Graswurzelfilz-Moder	L/Of/(Oh)/A-/..	Humushoriz. intensiv durchwurzelt und miteinander verfilzt
	Hagerhumus	(Oh)/A-/..	durch Verhagerung Bloßlage der Mineralbodenoberfläche
	Streunutzungs-Moder	(L)/(Of)/(Oh)/A-/..	Störung durch Streunutzung
	Streunutzungs-Rohhumus	(L)/(Of)/(Oh)/A-/..	Störung durch langanhaltende Streunutzung in Nadelwäldern
Tangelhumus			in höheren Gebirgslagen, unmittelbar dem Gestein aufliegend
	Typischer Tangelhumus	L/Of/Oh/Ovh/C	Of 2-5 cm, Oh > 10 cm
	Mächtiger Tangelhumus	L/Of/Oh/Ovh/C	Of >> 5 cm, Oh < 10 cm

Aeromorphe Humusformen entstehen unter überwiegend aeroben Bedingungen als Mineralboden-Humusformen (Mull) oder Auflage-Humusformen (Moder, Rohhumus). Im **Mull** überwiegen im Edaphon Bodenwühler, besonders Regenwürmer und wühlende Arthropoden wie Asseln, Tausendfüßler und Fliegenlarven. Die Streuzersetzung findet vorwiegend im Ah-Horizont statt und verläuft rasch. Ein durchgehender Oh-Horizont ist nie vorhanden, ein Of-Horizont kann auftreten, der L-Horizont kann schon vor Beginn des neuen Streufalls aufgezehrt sein. Im **Moder** und im **Mullartigen Moder** treten Regenwürmer stärker zurück, Arthropoden überwiegen. Die Streuzersetzung findet fast ausschließlich in der organischen Auflage statt und verläuft langsam. Stets sind L- und Of- Horizont vorhanden, ein Oh-Horizont ist im mullartigen Moder in der Regel filmartig ausgebildet und im typischem Moder flächenhaft in Mächtigkeiten > 5 mm entwickelt.

Im **Rohhumus** und im **Rohhumusartigen Moder** fehlen größere Bodenwühler fast immer. Die Streuzersetzung findet ausschließlich in der organischen Auflage statt, sie verläuft sehr langsam und unvollständig. Bei nicht streugenutzten Formen sind L-, Of- und Oh-Horizont vorhanden. Der Oh-Horizont ist meist kompakt und stets brechbar.

Hydromorphe Humusformen (Feuchtmull, Feuchtmoder und Feuchtrohhumus sowie Anmoor) entstehen unter zeitweise anaeroben Bedingungen im Stau-, Kapillar- oder Grundwasserbereich. Morphologische Merkmale dieser Humusformen sind bisher nicht ausreichend beschrieben.

Torfe (Niedermoortorf, Hochmoortorf) entstehen durch Anhäufung unvollständig zersetzter Pflanzen im wasserübersättigten Milieu. **Subhydrische Humusformen** (Dy-, Gytja, Sapropel) entstehen am Grund von Gewässern oder bei längerfristiger bis ganzjähriger Überflutung/Überstauung. Bei Torfen und Subhydrischen Bildungen wird bisher nicht eindeutig zwischen Horizont-, Bodentyp-, Humusform und Substrat getrennt.

Nutzungsbedingte **Sonderhumusformen** wie Streunutzungs-Rohhumus, Humusformen höherer Gebirgslagen wie Tangel, Humusformen von Skelett- und Felshumusböden sowie der Graswurzelfilzmoder sind noch wenig untersucht und beschrieben. Weiterhin fehlen Untersuchungen zur regionalen Ausprägung der Humusformen in unterschiedlichen Naturräumen und ihren regionalspezifischen Beziehungen zur Vegetation und zu chemischen Kennwerten.

Eine Auswertung von 135 Waldstandorten nach Typischen Braunerden im Sauerland im Rahmen der Bodenzustandserhebung im Wald belegt, daß nach morphologischen Kriterien definierte Humusformen für eine standortkundliche Interpretation eine hohe Bedeutung besitzen (Tabelle 2). Der Kohlenstoffvorrat (Corg) steigt im Auflagehumus vom F-Mull (14 t/ha) bis zum Rohhumus (55 t/ha) kontinuierlich an. Im Mineralboden bis 30 cm Tiefe ist der Kohlenstoffvorrat trotz unterschiedlicher Humusformen weitgehend konstant. Auch die Elementvorräte von N, P, Ca, Mg, K und Pb steigen in der Humusauflage vom F-Mull bis zum Rohhumus auf das Drei- bis Siebenfache an. Die Vorräte an Ca, Mg und K sind in Moder- und Rohhumusauflage der Typischen Braunerden des Sauerlandes deutlich höher als die austauschbaren Vorräte im Mineralboden bis 30 cm. Gesamt-N und -P sowie die austauschbaren Vorräte an Ca-, K und Mg verhalten sich im Mineralboden umgekehrt proportional wie in der Humusauflage, sie nehmen vom F-Mull zum Rohhumus hin entsprechend ab. Eine Charakterisierung der Elementvorräte in Humusauflagen verdeutlicht, daß im Rahmen waldbaulicher Fragen sowie im Zusammenhang mit Stoffeinträgen und Kompensationskalkungen dieser Nährstoffpool sehr wohl beachtet werden muß.

Infolge anthropogener Einflüsse wie Streunutzung, Waldweide, Bodenbearbeitung, Kalkungen oder Düngungsmaßnahmen beziehungsweise aufgrund von Immissionsbelastungen stehen die morphologischen Merkmale der Humusformen nicht immer mit ihren chemischen Kennwerten sowie den sonstigen Eigenschaften des Standortes in einer stabilen Beziehung. Abgesehen von regionalen Unterschieden weichen die chemischen Kennwerte der Humushorizonte (z.B. C/N) zunehmend von den bisher typischen mittleren Werten ab.

Obwohl äußere Form, Vegetation und chemische Kennwerte eines Waldstandortes divergieren können, erscheint es dennoch zweckmäßig, die Humusform weiterhin nach eindeutigen makroskopisch erkennbaren Merkmalen anzusprechen. Die morphologische Beschaffenheit der Humusform ermöglicht eine Zustandsbeschreibung des

Waldhumus, die anders kaum gewonnen werden kann. Eine präzise Charakterisierung des Humusprofils ist darüber hinaus die Voraussetzung für Zeitreihenvergleiche zum Nachweis des Humusformenwandels. Der Einfluß von Baumart, Bestandesalter, -struktur, Belichtungsverhältnissen usw. kann auf diese Weise ebenfalls dokumentiert werden. Neben der Beschreibung der morphologischen Humusform ist eine Beschreibung der Vegetation und die Berücksichtigung der chemischen Kennwerte sinnvoll, um die zeitliche und räumliche Variabilität der Streumineralisierungs-Bedingungen umfassend zu kennzeichnen. Die getrennt erhobenen Merkmale sind unabhängig voneinander darzustellen und zusammenfassend zu interpretieren.

Tabelle 2: Mittlere Elementvorräte* in Typischen Braunerden des Sauerlandes - Vergleich der Vorräte im Auflagehumus und im Mineralboden bis 30 cm Bodentiefe

Humusform	Corg [t/ha]		N [kg/ha]		P [kg/ha]		Anzahl
	Auflage	0-30cm	Auflage	0-30cm	Auflage	0-30cm	
F-Mull	14	61	422	4894	25	1172	7
Mullartiger Moder	12	60	341	4371	22	1193	8
feinhumusarmer Moder	32	62	909	3907	57	970	56
feinhumusreicher Moder	34	62	914	3362	58	779	12
Rohhumusartiger Moder	43	69	1219	3984	73	929	40
Rohhumus	55	62	1571	3079	80	664	7

Humusform	Ca [kg/ha]		Mg [kg/ha]		K [kg/ha]		Pb [kg/ha]	
	Auflage	0-30cm	Auflage	0-30cm	Auflage	0-30cm	Auflage	0-30cm
F-Mull	136	186	43	34	71	135	6	204
Mullartiger Moder	147	581	61	74	79	128	4	143
feinhumusarmer Moder	236	92	120	48	186	95	17	117
feinhumusreicher Moder	196	87	145	50	193	91	19	108
Rohhumusartiger Moder	227	98	118	38	223	87	31	125
Rohhumus	477	77	193	33	207	82	43	97

* Gesamtgehalte Corg, N, P, Ca, Mg, K, Pb in der Humusauflage sowie für Corg, P und Pb im Mineralboden; austauschbares K, Mg, Ca (effektive Austauschkapazität) im Mineralboden

Literatur:

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. Auflage. Hannover.
- AK STANDORTSKARTIERUNG (1996): Forstliche Standortaufnahme. - 5. Auflage. München.
- KUBIENA, W. L.(1953): Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas. - Stuttgart.
- ZEZSCHWITZ, E. VON (1976): Ansprachemerkmale der terrestrischen Waldhumusformen des nordwestdeutschen Mittelgebirgsraumes. - Geol. Jb., F3, S. 53-105; Hannover.

Standort- und bewirtschaftungsabhängige Zustände des Oberbodens auf Ackerböden

von

Michel, R.*

Einleitung

Die Kennzeichnung des Humuskörpers von Ackerböden sollte auch den durch die Art und Qualität der Bewirtschaftung bedingten *Zustand* der Ackerkrume erfassen und ökologisch bewertbar machen. Analoges geschieht in der forstlichen Standorterkundung vor allem mit dem Ziel der Bewertung der Folgen von Stoffeinträgen, Eingriffen in den Wasserhaushalt u.a. Einflüsse über die Erfassung der klassischen Humusformen und die Beschreibung ihrer Abwandlung gegenüber naturnahen oder zeitlich zurückliegenden Referenzbedingungen (KOPP u. SCHWANECKE, 1994).

Infolge der andersartigen Umsetzungen der organischen Substanz in Ackerböden und der nutzungsbedingt anderen Belastungen und Einflüsse auf den Boden erscheinen hier u.a. Parameter der Bodenstruktur prädestiniert, unterschiedliche Qualitäten (Zustände) der Ackerkrume zu kennzeichnen und diese in Beziehung zu bewirtschaftungsabhängigen Wirkungsfaktoren zu stellen.

Mit den in diesem Artikel vorgestellten Untersuchungen sollten Beziehungen zwischen Bewirtschaftungsfaktoren bzw. durch sie ausgelöste Prozesse

- Qualität der Humusproduktion,
- Erosionsschädigung,
- Bodenverdichtung

einerseits und

- makromorphologisch kartierbaren Ausprägungen der Bodenstruktur,
- Humusgehalt ,
- pH- Wert

andererseits herausgestellt werden.

Die Aussagen stellen erste Ergebnisse sowohl inhaltlich als quantitativ breiterer Untersuchungen dar;

sie zeigen damit Tendenzen, die mit der Auswertung des gesamten Materials bestätigt werden müssen.

Es wurden auf 9 Standorten (Bodengesellschaften auf der Ebene von Mikrochoren, alles D-Standorte der Uckermark) insgesamt 280 Untersuchungspunkte durch makromorphologische Ansprache des Oberbodens bewertet und beprobt (u.a. Humusgehalt, pH-Wert). Die Ergebnisse von Proben mit relativ einheitlicher Standortsituation (bzgl. Bodengesellschaft, Reliefposition, Bodenart) und bewirtschaftungsbedingter Situation (Qualität der Humusproduktion, Erosionsschädigung) wurden zu Mittelwerten zusammengefaßt.

Um auch die Wirkung der Bodenverdichtung bewerten zu können, wurden in die Betrachtungen auch die Ergebnisse der Untersuchung an 33 Schurfen mit einbezogen, an denen zusätzlich auch Proben zur Bestimmung der Trockenrohichte des Bodens untersucht worden waren.

* Fachhochschule Eberswalde, Möllerstraße, 16225 Eberswalde

Ergebnisse

A) Ergebnisse der makromorphologischen Bewertung des Bodengefüges

Zur Gefügebewertung des Bodens wurde in erster Linie die Gefügestruktur herangezogen, weiter erhöhte Parameter jedoch nur sekundär (z.B. Gefügekörpergröße, Festigkeit), da letztere starken substrat- und feuchtebedingten Variationen unterlagen.

Aufgenommen wurde der Ausprägungsgrad der vorgefundenen Gefügestrukturen in den Stufen

- 1..... schwach ausgeprägt,
- 2..... deutlich ausgeprägt,
- 3..... stark ausgeprägt,

wobei auch in Zwischenstufen gewertet wurde.

Aufbauend auf dieser Einschätzung wurde eine zusammenfassende Bewertung des Gefüges in einer *Note der Gefügestrukturqualität* mit folgender Skalierung vorgenommen :

- 1 ...sehr gut
- 2 ...gut bis sehr gut
- 3 ...gut
- 4 ...indifferent, eher gut
- 5 ...indifferent
- 6 ...indifferent, eher schlecht
- 7 ...schlecht
- 8 ...sehr schlecht

Beispielhaft zeigt Abb.1 für mittel bis stark lehmige Sande und sandige Lehme die typischen Gefügestrukturen, die zu den angegebenen Gesamtbewertungen führten.

Auch für die schwach lehmigen Sande zeigte das Verhältnis von Koagulat- zu einem (Quasi)- Polyedergefüge den Zustand des Oberbodens an, während das Einzelkorngefüge standortspezifisch in seinem Ausprägungsgrad stark variierte. Reine Sande wurden nicht untersucht.

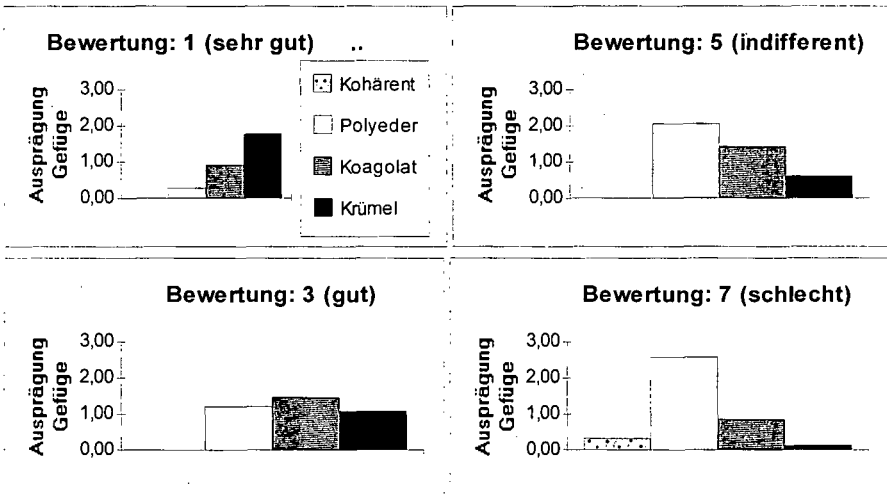


Abb. 1: Ausprägungen bestimmter Gefügestrukturen, die zu den angegebenen Noten der Gefügestrukturqualität führten (Beispiele, Bodenart mittel bis stark lehmige Sande und sandige Lehme)

Die Zusammenhänge zwischen dem Bodengefüge und den o.g. aus der Bewirtschaftungsqualität resultierenden Faktoren stellen sich wie folgt dar:

- eine deutliche Beziehung besteht nach Abb.2 zwischen der Gefügestrukturqualität und der Qualität der Humusreproduktion: günstige Gefügestrukturen waren auf Standorten mit einer ausgeglichenen

oder positiven Bilanz in der Reproduktion der organischen Substanz in der Ausprägung deutlicher als schlechte Gefügeformen, hingegen dominieren die ungünstigen Gefügeformen, wenn in der Reproduktion der organischen Substanz Defizite auftraten; es wird weiterhin deutlich, daß die überwiegende Zahl der untersuchten Standorte mit Noten der Gefügequalität größer als 3 mehr oder weniger starke Schädigungen des Gefüges aufweisen

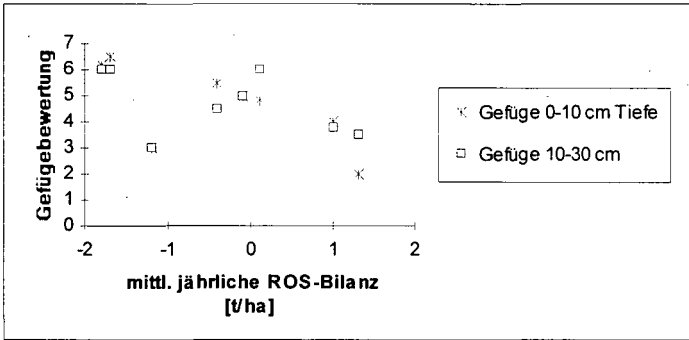


Abb.2 : Zusammenhang zwischen der Gefügequalität und der Qualität der Reproduktion der organischen Substanz (ROS)

(als Parameter der Humusreproduktion wurde die mittlere jährliche Bilanz in der Reproduktion der organischen Substanz (ROS) in den Jahren 1982 bis 1990 herangezogen)

- ein auf allen Standorten festgestelltes Problem stellte die Oberboden-Verdichtung dar (Abb. 3);

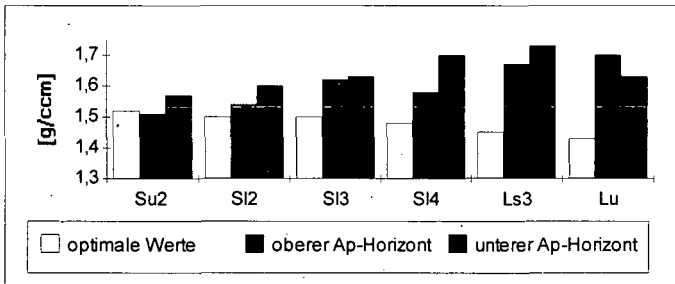


Abb. 3 Vergleich optimaler mit gemessenen Werten der Trockenrohdichte bei unterschiedlichen Bodenarten (Optimalwerte nach PETELKAU, 1989)

da sich die Standorte in diesem Punkt weniger unterschieden als z.B. bezüglich der Humusreproduktion, waren auch Abhängigkeiten Gefüge - Verdichtung aus unseren Feldkartierungen kaum ableitbar; sie zeigten sich jedoch exemplarisch an einigen im Herbst nach der Ernte angelegten Schürfen, an denen auf der einen Seite Proben aus einem bei Pflegearbeiten befahrenen Bereich und auf der anderen Seite aus dem Normalbereich entnommen worden waren (Tab.1).

Tab. 1: Bodengefüge und Trockenrohdichte in der Ackerkrume an einem Untersuchungspunkt, jedoch mit unterschiedlich verdichteten Bereichen (Beispiel, Bodenart Ls3)

	Bereich normaler Bearbeitung		Bereich der Pflegespur	
Bodenstruktur	Krümelgefüge: deutlich bis stark Polyedergefüge: schwach		Polyedergefüge: deutlich bis stark	
	Tiefe 3-7 cm	in 12-18 cm	in 3-8 cm	in 12-18 cm
Trockenrohdichte	1,48 g/ccm	1,53 g/ccm	1,62 g/ccm	1,80 g/ccm

B) Ergebnisse der Humusanalysen

Zwischen den ermittelten Humusgehalten und den Parametern der Bewirtschaftungsqualität waren folgende Beziehungen erkennbar:

- Ein Vergleich der gemessenen Humusgehalte mit Erwartungswerten nach SCHMIDT u.a.(1989) zeigte auf erosionsbeeinflussten Standorten eine deutliche Herabsetzung der Humusgehalte; da auf den untersuchten Standorten die Kuppenbereiche nahezu vollständig, die Oberhangbereiche zu etwa 75% und selbst die Mittelhangbereiche zu etwa 35% durch Erosion degradiert waren, sind hierdurch auch die Humusgehalte in diesen Bereichen vermindert,
- zwischen den ermittelten Humusgehalten und der Qualität der Humusproduktion (ROS-Bilanz) zeigten sich nahezu keine Zusammenhänge; es sind hier wahrscheinlich gravierendere und langfristige Unterschiede in der Humusproduktion notwendig, um deutliche Differenzen in den Humusgehalten zu erzeugen.

C) Ergebnisse der Analysen des pH-Wertes

Die ermittelten pH-Werte lagen fast alle im standortspezifischen Normalbereich, Beziehungen zu den untersuchten Bewirtschaftungsparametern waren kaum erkennbar; die Unterschiede zwischen den Untersuchungsstandorten machten im wesentlichen deutlich, daß gerade der pH-Wert ein Parameter ist, der sehr stark durch die komplexe Wirkung verschiedener Faktoren, besonders auch von natürlichen Standortfaktoren determiniert wird.

Zusammenfassung

Die Erhebungen zum Humuszustand auf Ackerstandorten der Uckermark zeigten auf der einen Seite, daß die Standorte fast durchgehend durch Verdichtung und zu erheblichem Umfang durch Gefügedegradationen gekennzeichnet sind. Die Gefügestände sind dabei in engen Zusammenhang mit der Qualität der Humusproduktion zu sehen. Demgegenüber sind die Humusgehalte nicht durch die Qualität der Humusproduktion differenziert, als vielmehr in Auswirkung der starken Erosionsdegradation der dafür prädestinierten Standorte vermindert.

Die Ergebnisse müssen durch die Auswertung weiterer Untersuchungen erhärtet und spezifiziert werden und in ihren bodenökologischen Konsequenzen untersetzt werden.

Für die Bewertung des Humuskörpers des Ackerbodens ergibt sich schlußfolgernd, daß der Erhebung von Parametern, die den bewirtschaftungsabhängigen Zustand anzeigen, ein eigener Stellenwert eingeräumt werden sollte. Besonders die Untersuchungen zum Bodengefüge zeigten, daß hier in ihren natürlichen Bedingungen sehr ähnliche Standorte bewirtschaftungsabhängig sehr stark differenziert werden.

Literatur

KOPP, D. u. W. SCHWANECKE: Standörtlich - naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft.- Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin, 1994.-248 S.

PETELKAU, P.: In: KUNDLER, P.: Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit.- Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin, 1989.-452 S.

SCHMIDT, R. u.a.: Zur Ausgrenzung von ertrags-und effektivitätsbestimmenden Standortelementen auf Schlägen für die computergestützte Boden- und Bestandesführung. -Forschungsbericht Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, Eberswalde, 1989.-38 S.

Ansätze zu einer allgemeinen Qualitätsbewertung der organischen Bodensubstanz in Mineralböden

von

Siewert, Ch.¹

Für die Entwicklung einer allgemein anwendbaren Methode der Qualitätsbewertung der organischen Bodensubstanz (OBS) wurde eine neue Herangehensweise gewählt. Sie beinhaltet eine Verbindung von Ergebnissen der bisherigen Humusanalytik mit evolutionsbiologischen Aspekten und führte zur Definition biologischer Pufferwirkungen von humifizierten Komponenten als wesentlichstes Funktionsmerkmal der OBS in Mineralböden.

Der Nachweis der postulierten Pufferwirkungen und die Ableitung von Qualitätsparametern der OBS basiert auf einem extrem heterogenen Probenmaterial, um allgemeingültige Zusammenhänge erkennen und von regionalen, nutzungsbedingten, klimatischen, geologischen und anderen Einflüssen trennen zu können. Böden aus allen wichtigen Klimazonen Mittel- und Osteuropas, mit unterschiedlicher Nutzung (ohne Nutzung unter natürlicher Vegetation, unter Landwirtschaft und unter forstwirtschaftlicher Nutzung), verschiedenen Ausgangssubstraten und Probennahmeterminen sind deshalb in den durchgeführten Analysen enthalten.

Eine hochauflösende Analyse der Atmungs-dynamik der Proben unter Laborbedingungen bei wechselnder Feuchte (mehrfache Zwischentrocknung und Wiederbefeuchtung) und Temperatur (0 °C bis 30 °C unter Einbeziehung von Frosteffekten durch kurzfristige Abkühlung auf -10 °C) sowie mit und ohne Applikation von leicht umsetzbarer Substanz bestätigte die Existenz biologischer Pufferwirkungen von Humusstoffen. Letztere äußern sich unter anderem in:

- a) Unterschieden in der Atmungs-dynamik trockener Bodenproben bei Wiederbefeuchtung,
- b) einer Abhängigkeit der Dynamik der Umsetzung applizierter organischer Substanz vom Bodentyp bzw. von der Dynamik der Feuchtebedingungen während der Bodengese,
- c) unterschiedlichen Mengen gepufferter und über Austrocknungsphasen der Böden hinweg konservierter mikrobieller Exoenzyme,
- d) der Bedeutung gepufferter Exoenzyme für das kurzfristige Umsetzungsverhalten applizierter umsetzbarer Substanz sowie in
- e) einer Hemmung von mikrobiellen Abbauprozessen umsetzbarer Substanz bei gleichbleibender Bodenfeuchte.

Um Auswirkungen der biologischen Pufferung mikrobieller Exoenzyme auf die qualitative Zusammensetzung der OBS zu erfassen wurde die Thermogravimetrie als aussichtsreichste Methode ausgewählt. Entscheidend waren dafür folgende Möglichkeiten:

- genaue Quantifizierung der Wasserhaltefähigkeit der OBS als Grundlage feuchteabhängiger, reversibler Zustandsänderungen der humifizierten OBS-Komponenten und Voraussetzung für ihre biologischen Pufferwirkungen
- Bestimmung biologisch umsetzbarer Komponenten durch Ausnutzung der bei Pflanzensubstanzen nachgewiesenen Korrelationsbeziehungen zwischen der biologischen und thermischen Stabilität (vergl. Siewert, 1994b)
- Erfassung von humifizierten OBS-Komponenten mit eindeutigen Beziehungen zur Bodengese (s. Konchic, Cernikov, 1977)
- sicherer Ausschluß von Störungen der Analyseergebnisse durch chemische oder physikalische Extraktion und Fraktionierung sowie durch eine intensive Aufbereitung von Boden-

proben (z.B. Störungen in der räumlichen Anordnung einzelner Komponenten durch Mahlen bei der Homogenisierung).

Die Ergebnisse der thermogravimetrischen Untersuchungen bestätigten in Verbindung mit den Inkubationsexperimenten eine eindeutige Unterscheidbarkeit von humifizierten und nichthumifizierten (potentiell umsetzbaren) Bestandteilen der OBS. Darüber hinaus war eine indirekte Quantifizierung der Menge gepufferter Exoenzyme in Mineralböden möglich. Darauf aufbauend wurde ein Verfahren zur Qualitätsbestimmung der organischen Bodensubstanz entwickelt und zum Patent angemeldet. Es vermittelt Informationen über die wichtigsten Konsequenzen der Pufferung von mikrobiellen Exoenzymen für die Zusammensetzung der OBS sowie für biologische, chemische und physikalische Bodeneigenschaften und Bodenbildungsprozesse.

Die Anwendung des Verfahrens ermöglicht neben der Qualitätsbestimmung der OBS eine Ermittlung der in der OBS von Mineralböden gebundenen C- und N - Menge, des Tongehaltes, des Karbonatgehaltes, der Hygroskopizität sowie eine Quantifizierung des Anteils umsetzbarer und humifizierter Komponenten und von gepufferten Exoenzymen in der OBS in einem einzigen automatischen Analysenprozeß.

Bei bekanntem Klima und Vegetationstyp sind mit diesen Kennwerten Aussagen zum Bodentyp ohne Kenntnisse des Profilaufbaus möglich (Verwertung der OBS - Qualität als diagnostisches Merkmal des Bodentyps). Ist hingegen der Boden- und Vegetationstyp bekannt, erlauben die Ergebnisse Rückschlüsse zu regionalen Spezifika des Klimas während der Bodengese. Bei bekanntem Bodentyp, Vegetation und Klima sind Aussagen zur Art der Bodennutzung (z.B. Nachweis einer landwirtschaftlichen Nutzung und Bewertung von Anbautechnologien) unproblematisch. Weiterhin scheint mit dem Verfahren ein Nachweis von Besonderheiten der Bodenbildung (z.B. Brandrodungen in Waldgebieten), eine Diagnose der Entwicklungsrichtung eines Bodens bei Klimaänderungen oder bei Variationen der Bodennutzung sowie eine Quantifizierung von bodenuntypischen C - Beimengungen (z.B. Rückstände von Holzkohle, C in Schlacken etc.) realistisch.

Mit dem Verfahren erfassbare Besonderheiten der qualitativen Zusammensetzung der OBS stehen außerdem in einem plausiblen Zusammenhang zu vielen chemischen, biologischen und physikalischen Prozessen, deren Ursachen bisher nicht geklärt werden konnten. So lassen sich z.B. mit dem Verfahren und seinem theoretischen Hintergrund folgende Besonderheiten und Phänomene logisch erklären sowie zum Teil bereits auch ihre Ursachen quantifizieren:

- widersprüchliche Literaturergebnisse über die zusätzliche Mineralisierung der OBS bei Applikation leicht verwertbarer organischer Substanz (Priming-Effekte),
- Widersprüche zwischen der theoretischen Anpassungsfähigkeit der Mikroorganismenpopulationen in Böden an ein breites Spektrum von Umweltbedingungen und einer scheinbaren Abhängigkeiten der Bodenatmung von pH-Werten (insbesondere die scheinbar durch niedrige pH-Werte reduzierte Aktivität der Bodenbiomasse in einigen Waldböden),
- Zusammenhänge zwischen der Kontinentalität des Klimas und der Häufigkeit von Braun- und Schwarzerden in West- und Osteuropa bei oft gleichem Verhältnis von Niederschlag zu Verdunstung und ähnlichem geologischem Ausgangssubstrat,
- die unterschiedliche Farbe von Braun- und Schwarzerden mit nur seltenen Übergängen,
- die Ähnlichkeit von Merkmalen der OBS von A_h - Horizonten von Podsolen und der von Schwarzerden (Farbe, Zusammensetzung, u. a.),
- Grenzen für die Ausbildung von Elluvialhorizonten in Parabraunerden und Podsolen in größere Bodentiefen,
- verstärkte Tonverlagerungen unter Wald im Vergleich zur landwirtschaftlichen Bodennutzung und Steppenvegetation trotz geringerer Grundwasserneubildung/Auswaschung

- divergierende Ergebnisse bei der Bestimmung der Biomasse in Mineralböden mit unterschiedlichen Methoden,
- theoretische Zusammenhänge zwischen dem Vegetationstyp, dem Bodentyp und Besonderheiten ökosystemarer Nährstoffkreisläufe in einzelnen Klimazonen.
- Bedeutung langfristiger Bodennutzungen für die Dynamik von Bodenbildungsprozessen und die Ausbildung von Bodentypen,
- unterschiedliche Herangehensweisen bei der Beurteilung von Bodenbildungsprozessen in Ost- und Westeuropa,

Insgesamt bietet das Verfahren der thermogravimetrischen Bestimmung der OBS - Qualität somit eine außergewöhnlich große Vielfalt interessanter Lösungsansätze für ein breites Spektrum aktueller Fragen der Bodennutzung und des Bodenschutzes. Diese Spezifik läßt, im Gegensatz zu bisherigen Verfahren der Qualitätsbestimmung der OBS, eine schnelle und breite Anwendung erwarten.

Erste Untersuchungen zu organischen Auflagen mit gleicher Methodik bestätigten eine weitgehende Übertragbarkeit und die hohe Aussagefähigkeit des Verfahrens. Die gefundenen Ergebnisse ließen, ungeachtet der oft großen Variation der chemischen Zusammensetzung der organischen Substanz von Auflagen und der organischen Substanz von mineralischen Horizonten, eindeutig interpretierbare Unterschiede erkennen. So nimmt beispielsweise die absolute Menge mikrobiologisch umsetzbarer Komponenten in der Reihenfolge: Pflanzensubstanzen > I_h- > O_h- > O_h- > A_h- > B- > C - Horizonte ab. In O_h und O_h- Lagen ließen sich zusätzliche Merkmale einer intensiven biologischen Umsetzung verifizieren (erhöhte Anteile an Exoenzymen), die sich unter dem Einfluß von Humuspufferwirkungen in den mineralischen Horizonten sukzessiv verändern und mit chemischen Methoden bisher nicht erfaßt werden konnten. Eine sichere Unterscheidung zwischen Rohhumus, Moder und Mull über thermogravimetrische Analysen ist ebenfalls unproblematisch, eine graduelle Abstufung scheint möglich.

Literatur:

1. Konic, V.A.; Cernikov, V.A. (1977): Differentialno-termogravimetreskij analiz guminovych kislot vydelennyh razlicnymi metodami. [Differentialthermogravimetrische Analyse von Huminsäuren, die mit verschiedenen Methoden gewonnen wurden]. Izvestija TSCHA Moskva, 2, 88-98
2. SIEWERT, C.: Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung, Teil 1. Theoretisches Konzept zur Ableitung ökosystemarer Humusfunktionen. Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde. (1994) Vol. 38, S. 127-147
3. SIEWERT, C.: Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung, Teil 2 (Methodische Grundlagen): Thermogravimetrische Charakteristika von Pflanzensubstanzen und ihre Beziehungen zur biologischen Umsetzbarkeit. Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 1994, Vol. 38, 179-193
4. SIEWERT, C.: Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung, Teil 3. Veränderungen thermogravimetrischer Charakteristika der organischen Bodensubstanz bei biologischer Umsetzung. Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 1995, Vol. 39, pp.53-68
5. SIEWERT, C.: Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung, Teil 4. Besonderheiten der Atmungs-dynamik unterschiedlicher Böden nach Lufttrocknung. Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 1995, Vol. 39 pp.131-153
6. SIEWERT, C. u.a.: Verfahren zur Bestimmung der Umsetzbarkeit der organischen Substanz des Bodens. Berlin (1989), Patentschrift, DD-PS G 01 N 33/24 259460



Lackabzüge und Morphologie von Humusprofilen

von

Kopel-Lamparski, A.; Lamparski, F.

Die Lackfilmmethode gehört zu den gängigen Methoden in der Geologie und Archäologie, wenn es darum geht, Strukturen zu konservieren (HÄHNEL 1961). Zum Teil gelingt es damit Strukturen hervorzuheben oder sie überhaupt sichtbar zu machen (REINECK 1970, WYCISK 1980). In der Bodenkunde dienen die sogenannten Lackprofile dagegen meist der Herstellung von Demonstrationsobjekten.

Bei den Lackmethoden gibt es eine ganze Reihe von Techniken, das Prinzip ist aber bei allen gleich: Lockeres, poröses Material wird zuerst in situ verfestigt und danach durch Überkleben mit einer zugfesten Schicht so stabilisiert, daß sich eine dünne Schicht vom Studienobjekt abziehen läßt (HERRNBRODT 1954, SCHLICHTING et al. 1995, VOIGT 1936).

Die hier vorgeschlagene Methode verfolgt zwei Ziele:

1. Die verwendeten Materialien sind voll wasservertäglich, dies erlaubt rasches und sicheres Arbeiten auch an feuchten Objekten.
2. Sie erfolgt an Humusprofilen, um die Morphologie, besonders das Gefüge meßbar zu machen und um in den betrachtbaren Dimensionen eine Brücke zwischen der Profilbearbeitung im Gelände und der Arbeit an An- oder Dünnschliffen zu schlagen.

Gefüge, Wurzeln und Tiergänge sind wichtige Größen bei der Einschätzung des ökologischen Oberbodenzustands. Je lockerer aber der Boden ist, umso schwieriger ist der präparative Zugang. Andererseits ist bekannt, daß die genannten Größen auf Bruchflächen am klarsten und in ihrem natürlichen Zusammenhang zu erkennen sind. Eine dem Lackabzug entsprechende Präparationstechnik ermöglicht es, ungestörte Bruchflächen zu erzeugen und zu fixieren.

Material

Bodenverfestiger: Estrichkleber (Polyurethankleber)
z.B. fermacell der Fels-Werke, Goslar

Verdünnungsmittel: Aceton
Zugfeste Rückwand: Mullbinden
Entnahme : leicht konische Metallrohre (z.B. Durchmesser 10cm, Höhe 15cm, auch Ofenrohre sind geeignet)
Sonstiges: Pinsel, Schere, Messer, Gefäße, Stecknadeln oder dünne Nägel.

Methode

Die mit Hilfe der Metallrohre ausgestochenen Bodenmonolithe können erdfrisch weiter verarbeitet werden, da sich das Verdünnungsmittel Aceton mit Wasser mischt und Polyurethankleber mit der Bodenfeuchtigkeit abbinden.

1. Die Proben werden von unten nach oben aus den leicht konischen Rohren herausgeschoben und dabei gleichzeitig mit Mullbinden unwickelt - dies verhindert das Zusammenfallen.
2. Eine erste Imprägnierung erfolgt mit einem stark verdünnten Kleber-Aceton-Gemisch, etwa im Verhältnis 1:1 (geländetauglichere Angabe: der verdünnte Klebstoff tropft vom Pinsel). Auftrag des Gemischs mit gut saugendem Pinsel, Sprühgeräte haben sich nicht bewährt.
3. Nach ungefähr 15 Minuten Einziehzeit wird noch einmal ein Kleber-Aceton-Gemisch aufgebracht, wozu $\frac{2}{3}$ Kleber mit $\frac{1}{3}$ Aceton verdünnt wird (das Gemisch tropft nicht, sondern läuft als dünner Faden vom Pinsel). Diese zweite Imprägnierung erfolgt weniger zur Verfestigung des Bodens, als zum Verkleben von Mullbinde und Boden.
4. Nach 3-4 Stunden kann die Mullbinde aufgeschnitten und mit ihr der anhaftende Boden abgezogen werden.

Die Herstellung von horizontalen Präparaten erfolgt analog. Hierbei besteht die Gefahr, daß eine zu dicke Schicht verfestigt wird. Um dies zu vermeiden, sollte besonders bei der ersten Imprägnierung das Kleber-Aceton-Gemisch sparsam aufgebracht werden. Dasselbe gilt, wenn eine sehr trockene Probe bearbeitet wird.

Diskussion

- Die benutzten Substanzen vermischen oder verbinden sich mit Wasser, sodaß auch die Verarbeitung von feuchtem Boden möglich ist.
- Durch unterschiedliche Verdünnung des Bodenverfestigers und unterschiedlichem Austrocknungsgrad der Bodenmonolithe läßt sich die Eindringtiefe des Kleber-Aceton-Gemischs variieren. Eindringtiefen von 0,5 cm sind optimal.
- Die Methode erlaubt die leichte Herstellung von Dauerpräparaten für Demonstration und Messung.
- Mit scharfem Wasserstrahl lassen sich feste Bestandteile wie Wurzeln, Pilzhyphen oder Gesteinsbruchstücke gut sichtbar ma-

chen. Die Gefügeansprache wird dabei jedoch - besonders bei feinkörnigen Bodenarten - verfälscht. Dagegen ermöglicht diese "Erosionsmethode" die Hervorhebung von Substratunterschieden; Voraussetzung dafür ist eine dick getränkte Schicht.

- Wie Dünn- und Anschliffe ermöglicht die Methode Messungen, sie ist robust, wenig arbeitsaufwendig und erlaubt dementsprechend viele Wiederholungen.
- Die Entnahme von Bodenmonolithen benötigt nur eine minimale Entnahmefläche, ein großer Vorteil in stark genutzten Langzeituntersuchungsflächen. Aber auch ein Nachteil liegt in der Verwendung von zylindrischen Bodenmonolithen: Diese lassen sich zwar sehr gut entnehmen und bearbeiten (minimale Randzerstörung), beim Aufbiegen des Lackabzuges können sich jedoch vertikale Risse als Artefakte bilden. Diese sind als solche erkennbar. Die Verwendung von rechteckigen Ausstechern (Grundfläche 6cm * 12cm, Höhe 15cm) vermeidet die durch Aufbiegen entstehenden Artefakte.
- Bei zu großem Klebstoffeinsatz oder zu geringer Verdünnung besteht die Gefahr, daß das Verfestigungsgemisch aufschäumt.

Prinzipiell lassen sich die vorgeschlagenen Materialien ebenfalls zur Lackprofilabnahme am Bodenprofil verwenden. Vorteile gegenüber üblichen Verfestigungslacken sind auch hierbei:

- das tiefe Eindringen des Polyurethan-Aceton-Gemisches, dadurch lassen sich dicke Lackprofile mit weitgehend erhaltener Bodenstruktur herstellen
- Wurzeln werden in ihrem natürlichen Zusammenhang konserviert und darstellbar
- das Arbeiten ist auch bei feuchtem Boden möglich, dadurch wird die Herstellung beschleunigt

Literatur

- HÄHNEL, W. 1961: Die Lackfilmmethode zur Konservierung geologischer Objekte. Der Präparator, Z. f. Mus.-Techn., 7, H.4.
- HERRNBRODT, A. 1954: Eine neue Lackfilmmethode: Das Capaplex-Verfahren. Bonner Jahrb. d. rhein. Landesmuseums in Bonn, H.154.
- REINECK, H.-E. 1970: Reliefguß und projizierbarer Dickschliff. Senckenbergiana maritima 2.
- SCHLICHTING, E., BLUME H.-P., STAHR, K. 1995: Bodenkundliches Praktikum. Pareys Studentexte 81.
- VOIGT, E. 1936: Ein neues Verfahren zur Konservierung von Bodenprofilen. Z. Pflanzenern. Bodenkd. 45.
- WYCISK, P. 1980: Anfärbemethoden und Oberflächenbeschichtung zur Identifizierung von Sedimentgefügen. Der Präparator, Z. f. Mus.-Techn., 26, H.3.

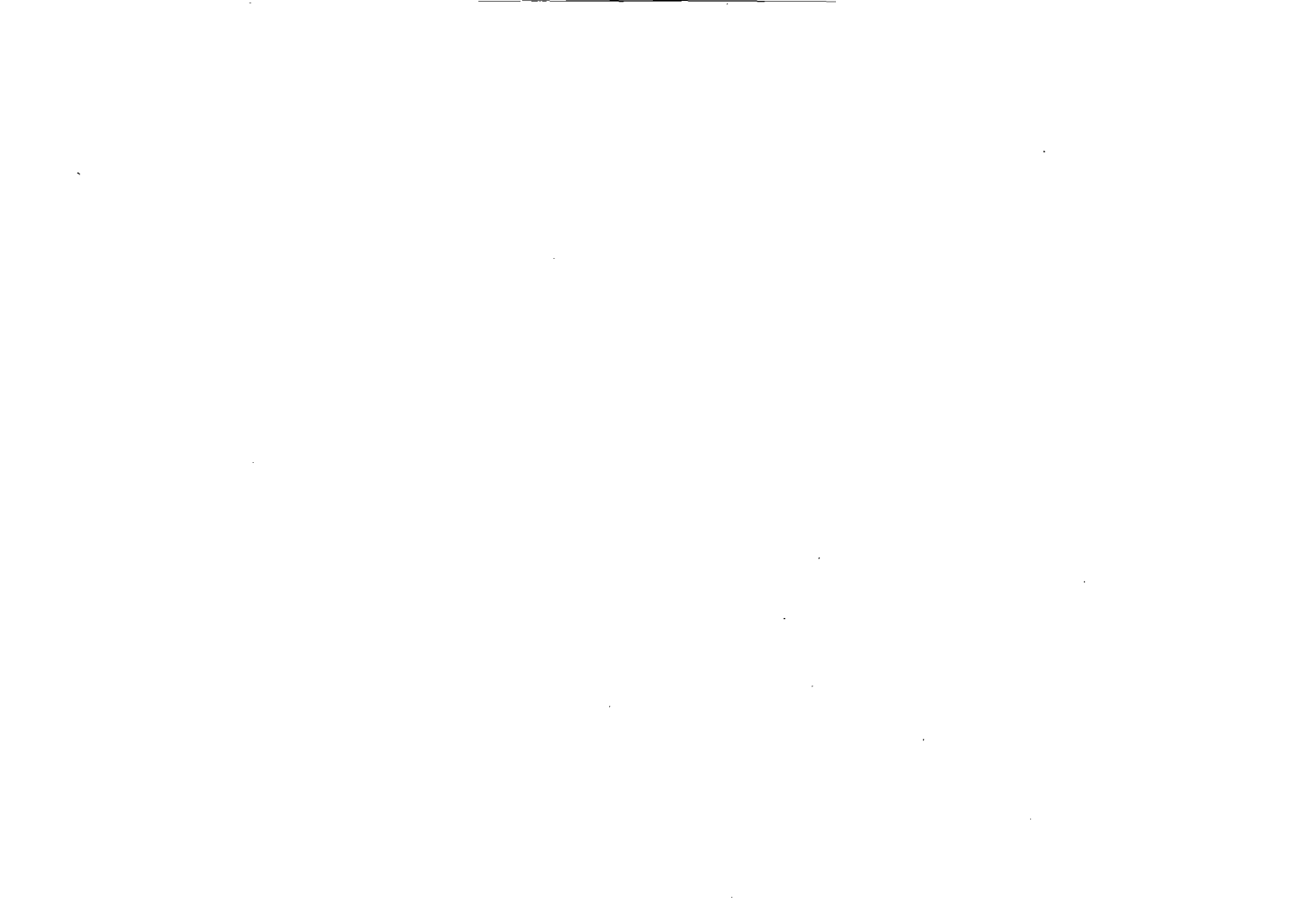
MITTEILUNGEN
der
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate
Sitzung der Arbeitsgruppe Ungesättigte Zone

12. u. 13.09.1996
RAUISCHHOLZHAUSEN

Band 80

1996



Diffuse Stoffeintragspfade in Fließgewässer - Wirkungen von Nutzungsänderungen

von

Bach, M.*

Der Beitrag faßt die Ergebnisse mehrerer Veröffentlichungen zusammen. Die Problematik der begrifflichen Abgrenzung der „diffusen Gewässereinträge“, der verschiedenen Methoden zu ihrer Erfassung und schließlich die Größenordnungen von diffusen Stickstoff-, Phosphat- und PSM-Einträgen in Flußgebieten in Deutschland erläutert Bach (1996a, 1996b). Die möglichen Wirkungen von Änderungen der landwirtschaftlichen Flächennutzung auf den Stoffaustrag aus Einzugsgebieten sowie methodischer Ansätze zu deren Ermittlung werden an drei Beispielen aufgezeigt.

- Im Lahn-Einzugsgebiet ($A_{E_0} = 3560 \text{ km}^2$): Berechnung der Verminderung des part-P- und des Sedimenteintrages durch Nutzungsänderungen auf der Basis einer Erosionsgefährdungsabschätzung mittels ABAG (Bach u. Frede 1996).

- Für zwei kleinere Einzugsgebiete (Lumda, $A_{E_0} = 129 \text{ km}^2$; Weiherbach, $A_{E_0} = 1.17 \text{ km}^2$): Berechnung der Verminderung des Direktabflusses sowie des N- und P-Eintrages (jew. gelöst u. partikulär) durch Nutzungsänderungen auf der LF im Einzugsgebiet mittels Modellierung mit AGNPS (Haverkamp 1996; Rode 1995; Rode et al. 1996).

Für alle drei Beispielfälle wurden Reduktionen des Sediment- und des part-P-Eintrages um mindestens 50 % kalkuliert, die durch vergleichsweise einfach durchführbare und kostengünstige Änderungen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung umgesetzt werden könnten.

Veröffentlichungen

Bach, M., 1996a: Diffuse Stoffeinträge in Fließgewässer in Deutschland. Vom Wasser **87** (im Druck)

Bach, M., 1996b: Diffuse Stoffeintragspfade in Fließgewässer. Zentralblatt Geologie Paläontologie Teil I (im Druck)

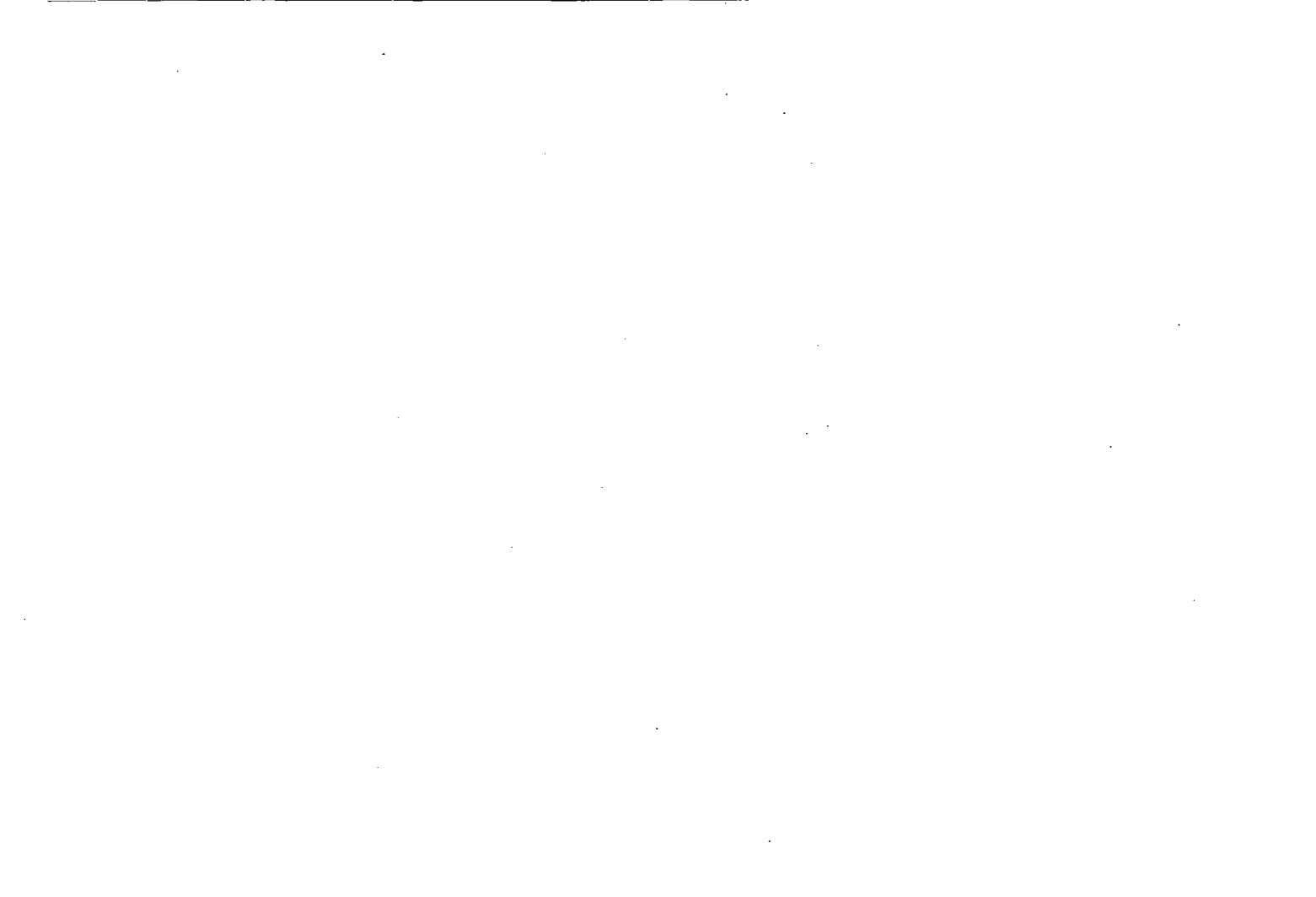
Bach, M., H.-G. Frede, 1996: Gewässerbelastungen durch landwirtschaftliche Flächennutzung im Einzugsgebiet der Lahn (Hessen). Z. Kulturtechnik Landentwicklung **37**, 233-237

Haverkamp, S., 1996: Das Wasserqualitätsmodell AGNPSm. Diplomarbeit, Inst. f. Landeskultur, Univ. Gießen.

Rode, M., 1995: Quantifizierung der Phosphorbelastung von Fließgewässern durch landwirtschaftliche Flächennutzung. Boden u. Landschaft, Bd. 1 (Diss. Univ. Gießen).

Rode, M., M. Bach, H.-G. Frede, 1996: Bewertung von Landnutzungsänderungen zur Reduzierung des Nährstoffeintrages mit dem N-A-Modell AGNPS. Wasserwirtschaft **86**, 82-87

* Dr. Martin Bach, Institut für Landeskultur, Justus-Liebig-Universität Gießen, Senckenbergstr. 3, 35390 Gießen (martin.bach@agrar.uni-giessen.de)



Vergleich ökologischer und konventioneller Nutzung: charakteristische Auswirkungen auf biologische und chemische Bodenparameter

von

Emmerling, Ch.; Schröder, D.

1 Einleitung

Ökologische und konventionelle Nutzung unterscheiden sich vornehmlich durch Fruchtfolge, Düngung, Pflanzenschutz und Bodenbearbeitung. Von den charakteristischen Organisationsmustern weichen Einzelbetriebe in beiden Gruppen jedoch mehr oder weniger stark ab. Daher ist eine vergleichende Betrachtung der Auswirkung beider Nutzungssysteme auf Bodeneigenschaften nur aussagefähig, wenn zahlreiche Vergleichspaare in die Untersuchung einbezogen werden. Dies soll im folgenden geschehen. Methoden und Standorte sind in der Originalliteratur nachzulesen. Da der Vergleich verschiedene Jahre und Methoden umfaßt, werden nicht die absoluten, sondern nur die relativen Werte angegeben.

2 Bodeneigenschaften

2.1 Bodenbiologische Eigenschaften

Aufgrund der zumeist besseren Versorgung der ökologisch bewirtschafteten Böden mit organischer Substanz und der günstigen Fruchtfolge sowie des Verzichts auf Pflanzenschutzmittel, sind Humusgehalte und mikrobiologische Aktivität durchweg höher (Tab. 1).

Aus diesen Gründen und der in der Regel geringeren Bearbeitungsintensität findet sich auch ein höherer Besatz an Bodentieren, insbesondere an Regenwürmern (Tab.1) und Raubarthropoden (Piffner 1990).

2.2 Bodenchemische Eigenschaften

Wegen der sehr restriktiven Anwendung von mineralischem Phosphor und Kalium fallen die Boden-gehalte im Laufe der ökologischen Bewirtschaftung in vielen Betrieben, auch in viehhaltenden, all-mählich ab (Tab. 2). Im Gegensatz zu konventionellen Betrieben, die überwiegend einen Bilanzüber-schuß an P und K aufweisen, sind die Bilanzen in ökologisch bewirtschafteten Betrieben oft negativ (Schulte 1996). Es muß also dringend geraten werden, für eine angemessene Ergänzung entzogener

Nährstoffe zu sorgen. Der pH Wert weicht hingegen nicht stark von dem konventionell bewirtschafteter Böden ab.

Die Stickstoffversorgung kann in ökologisch bewirtschafteten Betrieben nur über einen hohen Anteil an Leguminosen und einen hohen Viehbesatz sichergestellt werden. Im allgemeinen ist die verabreichte N-Menge niedriger als in konventionell geführten Betrieben. Daher ist auch der Bilanzüberschuß geringer (Schröder u. Schulte, Tab. 2). Die Auswaschungsverluste liegen ebenfalls unter dem Niveau der konventionellen Betriebe (Tab.2).

Tab. 1: Vergleich biologisch- konventionelle Bewirtschaftung bezüglich bodenbiologischer und -chemischer Parameter (Angaben in Relativzahlen; konventionell = 100 %)

Autor	Jahr	Corg./ Humus	Dehydrogenase	Protase	Katalase	Biomasse	Regenwurm-besatz	pH	Phosphor	Kalium
Gehlen	1987									
Meuser	1990									
Mäder et al.	1993	102	144	129	123	119		105	66	57
Alföldi et al.	1993	109						102	65	55
Diez und Weigelt	1986							103	66	79
Beck	1986	97		108	114					
Schröder	1980	135 115	161 159					125 99	117 82	153 145
Niederbudde et al.	1989	153	161							
Maidl et al.	1988						142	100	86	71
Diez et al.	1985	98		108	114	114		103	67	81
Diez et al.	1991							105	49	73
Baychhenß	1991						95			
Gehlen und Schröder	1985	111 129						100 104	57 57	44 39
	1986	107 123						124 126	185 200	48 75
Gehlen et al.	1988	154	267			226	426	114	116	157

Schlußbetrachtung

Ökologische Landnutzung ist ressourcenschonender und umweltverträglicher als konventionelle. Bei unzureichender Ergänzungsdüngung gerät aber die angestrebte Nachhaltigkeit in Gefahr.

Konventionelle Nutzung kann bei guter Verteilung und vollständiger Recyclierung aller organischen Stoffe, angemessener Ergänzung an Mineraldüngern, restriktiver Anwendung von Pestiziden, erweiterter Fruchtfolge und verminderter Bodenbearbeitung ebenfalls nachhaltig sein und erreicht eine höhere Effizienz.

Tab. 2: N-, P- und K-Bilanzen sowie NO₃-N-Austräge, konventionell und ökologisch bewirtschafteten Böden (nach Schröder u. Schulte 1993)

Quelle	N-Bilanz (Kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	Verlust NO ₃ -N Kg ha ⁻¹	Bilanz (Kg ha ⁻¹)	
			P ₂ O ₅	K ₂ O
Konventionell				
ISERMANN & STURM 1990	+ 167		+55	
HIMKEN & KUHLMANN 1991	+ 126			
KÖSTER 1990	+ 121		+64	+69
BACH 1987	+ 102			
SCHNEIDER & HAIDER 1990	+ 50			
ISERMANN 1982		30-90		
SCHEFFER et al 1986		102-264		
VETTER et al 1989		70-300		
WECHSUNG & PAGEL 1993			+12-+72	
ANSORGE 1965			+36-+59	
Ökologisch				
SATTLER & WISTINGHAUSEN 1989	-7	25		
FREYER et al 1990	-14			
WISTINGHAUSEN 1980	-33			
NOLTE 1989	-53		-3	-6
HOLTZEM 1992	+27		-7	-4
SCHMIDTKE & HARRACH 1989		10-25		
HESS 1989		40-55		
FEIGE et al 1989		10		
KOEPF et al 1989			-5	+1
HEGE & WEIGELT 1991			-13	-6

Literatur

- ALFÖLDI, TH. et al (1993): DOK-Versuch: Vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-Dynamisch, Organisch-biologisch und Konventionell, III. Boden: Chemische Untersuchungen, 1. und 2. Fruchtfolge. Schweiz. Landw. Fo., Recherche agronom en Suisse 32(4).
- DIEZ, TH. u. H. WEIGELT (1986): Vergleichende Bodenuntersuchungen von konventionell und alternativ bewirtschafteten Betriebsschlägen. Bayer. Landw. Jb. 1986 H 8.
- DIEZ, TH., BORCHERT u. TH. BECK (1985): Bodenphysikalische, -chemische und -biologische Vergleichsuntersuchungen auf konventionell und alternativ bewirtschafteten Betriebsschlägen. VDLUFA-Schriftenreihe, 16. Kongreßband, VDLUFA-Verlag Darmstadt.
- DIEZ, TH.; BECK, TH.; BORCHERT; H.; CAPRIEL; P.; KRAUSS, M. u. J. BAUCHHENß (1991): Vergleichende Bodenuntersuchungen von konventionell und alternativ bewirtschafteten Betriebsschlägen - 2. Mitteilung. Landwirtschaftliches Jahrbuch der Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, 68. Jhrg. Heft 4/91.
- GEHLEN, P. (1987): Bodenchemische, bodenbiologische und bodenphysikalische Untersuchungen konventionell und biologisch bewirtschafteter Acker-, Gemüse-, Obst- und Weinbauflächen. Diss. Rheinischen Friedrich-Wilhelm-Universität Bonn.
- GEHLEN, P. u. SCHRÖDER, D. (1986): Untersuchungen mikrobiologischer Parameter auf "konventionell" und "biologisch" bewirtschafteten Flächen unterschiedlicher Nutzung. - Veröffentl. der landwirtsch. - chem. Bundesanstalt Linz, 18, 209-222.
- GEHLEN, P., J. NEU u. D. SCHRÖDER (1988): Bodenchemische und bodenbiologische Vergleichsuntersuchungen konventionell und biologisch bewirtschafteter Weinstandorte an der Mosel. - Die Wein-Wissenschaft, 3, 161-173.
- MÄDER, P. et al (1993): DOK-Versuch: Vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-Dynamisch, III. Boden: Mikrobiologische Untersuchungen. Organisch-biologisch und Konventionell. Schweiz. Landw. Fo., Recherche agronom en Suisse 32(4).
- MAIDL; F.X.; DEMMEL, M. u. G. FISCHBECK (1988): Vergleichende Untersuchungen ausgewählter Parameter der Bodenfruchtbarkeit auf konventionell und alternativ bewirtschafteten Standorten. Landwirtsch. Forschung 41, 3-4.
- MEUSER, H.; WESSOLEK u. M. RENGER (1990): Berechnung von N-Bilanz und N-Netto-Mineralisation bei unterschiedlichen Düngungsformen (mineralisch, organisch, biologisch-dynamisch). Kali-Briefe (Büntehof) 20(3).
- NIEDERBUDDÉ, E.A.; KAUBRÜGGER, H. und H. FLESSA (1989): Veränderungen von Tonböden bei alternativ-ökologischen und konventionellen Anbauverfahren. J. Agronomy & Crop Science 162, 217-224.
- PFEIFFER, L. (1990): Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftung auf das Vorkommen epigäischer Arthropoden, insbesondere auf Laufkäfer (Col., Carabidae), in Winterweizenparzellen. Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft, 63, 63-76.
- SCHRÖDER, D. und G. SCHULTE (1993): Einfluß der Dauer ökologischer Wirtschaftsweise auf die Nährstoffgehalte ausgewählter Ackerstandorte. - in: Forschungsvorhaben Ökologischer Landbau Rheinland-Pfalz. Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten (Hrsg.): Vorträge der Vortrags- und Diskussionsveranstaltung am 03.11.1993 in Bad Kreuznach-Simmern, S. 62-86.
- SCHRÖDER, D. und G. SCHULTE (1993): Nitrat austräge im alternativen Landbau. - in: Forschungsvorhaben Ökologischer Landbau Rheinland-Pfalz. Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten (Hrsg.): Vorträge der Vortrags- und Diskussionsveranstaltung am 03.11.1993 in Bad Kreuznach-Simmern, S. 87-102.
- SCHRÖDER, D. (1980): Stroh- und Zelluloseabbau sowie Dehydrogenaseaktivität in "biologisch" und konventionell bewirtschafteten Betrieben. - Landwirtsch. Forsch., Sonderh. 37, 169-175, Kongreßband 1980.
- SCHULTE, G. (1996): Bodenchemische und bodenbiologische Untersuchungen ökologisch bewirtschafteter Böden in Rheinland-Pfalz unter besonderer Berücksichtigung der Nitratproblematik. Berichte aus der Geowissenschaft, Shaker Verlag Aachen.

Anforderungen, Ausgangssituation, Lösungsansätze und Aussichten für eine nachhaltige Landnutzung aus Sicht des Nährstoffhaushaltes

von

1. EINLEITUNG

Isermann, K.: Isermann, R.*

Ausgestattet mit einem Zeitrahmen (2015) beinhalten nachhaltige Wirtschafts- und Lebensweisen entsprechend der Darstellung von **Abb. 1 (A)** als Leitbild mit entsprechenden Entwicklungskonzepten (NAHAL) und -zielen zugleich sowohl innerhalb der *Anthroposphäre* die Erfüllung ökonomischer (Einkommensauskömmlichkeit auf der Grundlage einer monetären Bilanz mit notwendigem Überschussaldo als Rücklage) und sozialer (bedarfsorientierte Konsumtion und Produktion auf der Grundlage eines hinsichtlich der Lebensqualität erstrebenswerten Überschussaldos) **Anforderungen**, als auch im Bereich der *Umweltsphären* die Einhaltung ökologischer Erfordernisse (Umweltverträglichkeit, d.h. dauerhafter Schutz der (fossilen) Rohstoff- und Umweltressourcen, letztere nach Maßgabe ihrer kritischen Eintragsraten und -konzentrationen auf der Grundlage eines stofflichen und energetischen tolerierbaren Überschussaldos) hier hinsichtlich des Nährstoffhaushaltes vornehmlich der reaktiven Verbindungen der Nährstoffe C, N, P und S in dem aus ganzheitlicher Betrachtungs- (Öko-Bilanz) und Handlungsweise (Öko-Management) untrennbarem Komplexbereich "Landwirtschaft / Humanernährung / kommunaler Abwasser- und Abfallbereich" (WCED 1987; Isermann u. Isermann 1995/96; SRU 1994, 1996 a u. b). Von besonderer Bedeutung sind für diesen Komplexbereich die Nährstoffe C, N und P, für den Komplexbereich "Energie/Verkehr" hingegen außer C und N auch S.

2. ERGEBNISSE, DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

2.1 Ausgangssituation und Lösungsansätze

Erläutert am Beispiel des "entwickelten" Landes Deutschland geht aus **Abb. 1 (C)** die "Schräglage" der gegenwärtigen (1995) nichtnachhaltigen **Ausgangssituation** des Komplexbereiches "Landwirtschaft / Humanernährung / kommunaler Abwasser- und Abfallwirtschaft" hinsichtlich ihres Nährstoffhaushaltes hervor. Ursächlich weniger verhaltensbedingt als vielmehr systembedingt durch Fehlleistungen einer zunächst "freien", dann korrekturbedürftig einer "sozialen" bzw. "ökosozialen" anstelle einer "nachhaltigen" Marktwirtschaft ist die zudem exportorientierte Landwirtschaft, gemessen am Bedarf der einheimischen Bevölkerung mit Überschüssen an Energie, Fett und (tierische.) Protein von 68, 83 bzw. 100% und u.a. demzufolge mit Übergewichts- und Fettsucht-Anteilen von ca. 40 bzw. 15% (Ernährungsbericht 1992) gekennzeichnet durch eine große Überschuss- und Überflußproduktion insbesondere an tierischen Produkten mit z.B. einer N-Effizienz von insgesamt nur 25 % (Isermann u. Isermann 1995/96). Zudem betreibt die Abwasser- und Abfallwirtschaft hinsichtlich der Nährstoffe N und P durch (De-)Nitrifikation sowie Deponie und Verbrennung von Klärschlamm (ca. 70% des Anfalls) eine Nährstoffvernichtung von 94 bzw. 83%. Demzufolge zählt dieser Komplexbereich ursächlich durch seine, gemessen an den kritischen Eintragsraten und -konzentrationen der naturnahen Ökosysteme, 2 bis 8fach zu hohen Emissionen an reaktiven Verbindungen der Nährstoffe C, N, P (und S) zu dem Hauptverursacher der N- und P-Hypertrophierung der naturnahen Ökosysteme sowie der Gefährdung der Biosphäre sowie neben Energie / Verkehr sowie Industrie zu einem der Hauptverursacher der Versauerung naturnaher Ökosysteme sowie der Klima-veränderungen (Treibhauseffekt und Zerstörung der stratosphärischen Ozonschicht). **Tab. 1** verdeutlicht diese nichtnachhaltige Situation am Beispiel der N-Bilanz der Landwirtschaft Deutschlands von 1991/92. Zudem ist die ökonomische Situation der Landwirtschaft z.B. Deutschlands gekennzeichnet durch eine gesamthaft zu 100% zu geringe Einkommenssituation. Ausgaben für Subventionen und Markt(un)ordnungskosten des sog. "Agrarbereiches", welche die Nettowertschöpfung der Landwirtschaft bei weitem überschreiten sowie durch Umweltschäden, welche (mit ca. 80 Mrd. DM/a) allein der ABL mehr als das 3fache dieser "Netto"-Wertschöpfung betragen (UBI 1995, Isermann und Isermann 1996). Die vermeintlichen **Lösungsansätze**

A1) Ökonomische Komponente (=> Ökonomie):

Ziel: "Einkommensauskömmlichkeit"
 ==> Monetäre Bilanz: mit notwendigem Überschussaldo
 (z.B. Verdoppelung der Agrarpreise)

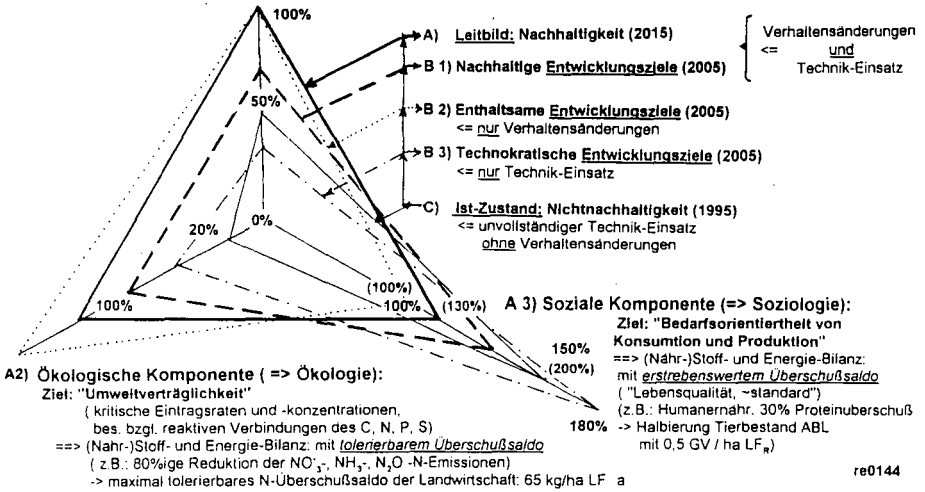


Abb. 1

Nachhaltige Entwicklung der "entwickelten" Länder (Haber: "Deintensivierung der Industriegesellschaft"):

- A) Leitbild: Nachhaltigkeit (2015)
- B 1) Nachhaltige (2005), B 2) Enthaltssame (2005), B 3) Technokratische (2005) Entwicklungsziele
- C) Ist-Zustand: Nichtnachhaltigkeit (1995)

dargestellt am Beispiel des Komplexbereiches "Landwirtschaft / Humanernährung / Abwasser- und Abfallwirtschaft"

Tab. 1

Maximal tolerierbare kritische Stickstoff-Eintragsraten und Überschussalden mit entsprechendem Viehbestand und Viehbesatz: A) einer nachhaltigen Land(wirtschaft) mit der Zielsetzung einer gesamt- und dauerhaft raumerfüllenden sozialen, ökonomischen und ökologischen Verträglichkeit, letztere ausgerichtet an den kritischen N-Eintragsraten aller naturnahen Ökosysteme = Nachhaltige N-Bilanz = NAHAL-Soil-Situation bis 2015 B) im Vergleich zu gegenwärtigen (1991/92) Ist-Situation der Landwirtschaft Deutschlands (Isermann und Isermann 1995/96)

N - B L A N Z (kg N/ha LF a) bei 16,2 Mio. ha LF _{Neto}					
Quelle	Eintrag / Anlieferung		Austrag / Anreicherung		
	NAHAL-Soil (2015)	Ist-Situation (1991/92)	Senke	NAHAL-Soil (2015)	Ist-Situation (1991/92)
1. Atmosphäre	10	30	1. Entzug über Biomasse	35	45
2. Biologische Fixierung	30	20	2. Überschuss-Saldo:	65 (=> 45)	146
3. Klärschlamm	(25 =>) 13	3	2.1 Pedosphäre:		
4. Biokomposte	2	<1	Netto-Immobilisation	0 (12)	13
5. Importfuttermittel	0	31	2.2 Atmosphäre:	42 (=>30)	77
6. Netto-Mineralisation	0 ¹⁾	(-13) ¹⁾	2.2.1 NH ₃ -Volatilisation	22 (=>10)	37
7. Mineraldünger	45 (=>25)	106	2.2.2 Denitrifikation	20	40
			2.3 Hydrosphäre	23 (=>15)	55
			2.3.1 Erosion, Oberfl., Drainage	(=>3)	10
			2.3.2 Auswaschung	23 (=>12)	145
Gesamt (1. bis 7.):	100 (=>80)	191	Gesamt (1. und 2.):	100 (=>80)	191
• Viehbestand (Mio. GV)	8	15,2			
• Viehbesatz (GV/ha)	0,5	0,94			
• N-Ausscheidung					
a) Mio. t N	0,98x8=0,64	0,1x15,2= 1,52			
b) kg N/ha a	40	94			
• Wirtschaftsdünger-N			NH ₃ -Volatilisation:		
im Boden					
a) Mio. t N	82% 0,53	64% 0,97	a) Mio. t N	0,11 ²⁾	0,55 ²⁾
b) kg N/ha a	33	60	b) kg N/ha a	6,8 ²⁾	34,9 ²⁾

¹⁾ Vgl. Netto-Mineralisation (1994/95): ca. 75 kg N/ha a (?) (Isermann u. Isermann 1996)

²⁾ Vgl. a) maximal tolerierbare 0,16 Mio. t NH₃-N/a, entspr. 10 kg NH₃-N/ha a

b) Düngerverordnung (1996) im Reineinsatzschritt maximal zulässig; Gülle, Jauche: 67/54; Stallmist: 105/85 kg NH₃-N/ha a

technokratischer Entwicklungsziele (Abb. 1 B3) nur mit Technikeinsatz und Globalisierung auch der einheimischen Landwirtschaft durch Bedienung gar noch solcher Entwicklungs- und Schwellenländer mit unzureichender Entsorgung (z.B. Südrand der Mittelmeeres, China) und Auslieferung an die unkontrollierbaren Weltmärkte bringt ihre Situation noch mehr in Schräglage: Erhöhte Kosten durch dennoch unzureichende Umweltmaßnahmen und weiterhin Steigerung der Produktion sowie weiterer Preisverfall bei den Agrarprodukten führen zu noch geringerem Einkommen aus Eigenleistung. - Hingegen würden die enthaltsamen Entwicklungsziele (Abb. 1, B2) nur beruhend auf Verhaltensänderungen das Leitbild der Nachhaltigkeit und ihrer Entwicklungsziele "übererfüllen". Diese sind jedoch generell nicht durchsetzbar und hinsichtlich ausreichender Lebensqualität auch nicht erstrebenswert. - Dagegen bringen nachhaltige Entwicklungsziele (Abb. 1, B3) beruhend sowohl vorwiegend auf induzierten Verhaltensänderungen als auch flankierend durch technische Maßnahmen sowie bei Regionalisierung der Landwirtschaft und ihr vor- und nachgeordneter Wirtschaftsbereiche in realisierbaren Teilschritten die ökonomischen, ökologischen und sozialen Komponenten der Nachhaltigkeit bis 2015 zur Deckung: Diese beruhen auf einer solchermaßen regional ausgerichteten Landwirtschaft, welche sich hinsichtlich der Produktion von Biomasse nur noch am Bedarf der einheimischen Bevölkerung orientiert und demzufolge auch eine Halbierung der Viehbestände nur in den davon betroffenen 5 ABL mit Massentierhaltung (> 0,5 GV/ha LF_R) bewirkt, eine optimale Gewinnung und Anwendung von Sekundärrohstoffdüngern (Klärschlamm, Biokomposte) einbezieht und auch entsprechend dem Stand der Technik Emissionsminderungen betreibt, so daß letztlich gesamthaft die kritischen Eintragsraten und -konzentrationen der naturnahen Ökosysteme hinsichtlich reaktiver Verbindungen der Nährstoffe C, N, P (und S) eingehalten werden. Tab. 1 verdeutlicht die Auswirkungen solchermaßen nachhaltiger Wirtschafts- und Lebensweisen auf eine entsprechende N-Bilanz der Landwirtschaft Deutschlands mit aus sachlichen und ethische Erwägungen maximaler Zeitvorgabe bis zum Jahre 2015 verglichen mit der gegenwärtigen (1991/92) nichtnachhaltigen Ist-Situation. Um eine auskömmliche Einkommenssituation der Landwirtschaft zu gewährleisten, bedarf es hierzu mindestens einer Verdoppelung der Preise für die Agrarprodukte (Abb. 1) und einer preiswerten Honorierung ihrer positiven externen Effekte (Leistungen) für eine daraus erwachsende ebenso nachhaltige Landschaft. Dieses Ziel ist mit dem gegenwärtigen, global ausgerichteten nichtnachhaltigen Wirtschaftssystem nicht erreichbar, sondern nur mit einer regional ausgerichteten, ebensolchen nachhaltigen Marktwirtschaft (weitere Ausführungen s. Isermann u. Isermann 1995/96).

2.2 Lösungsaussichten

Ursprung allen Leides ist jedoch die auch weiterhin nichtnachhaltige und insbesondere umweltunverträgliche (inter-)nationale Agrar- und Umweltgesetzgebung wie z.B. hierbezüglich die Nitratrichtlinie der EG (1991) sowie die Düngeverordnung (DÜVO 1996) als deren Durchführungsverordnung und als Nachweis angeblich "guter fachlicher Praxis" der Landwirtschaft zugleich auch untergesetzliches Regelwerk des Bundesbodenschutzgesetzes (1996) und des Entwurfes zum Bundesnaturschutzgesetz. Anstelle mit der Natur entsprechend ihrer Belastbarkeit zu rechnen, enthalten diese Gesetze als wesentliche Grundlagen Täuschungsinhalte wie das "Verrechnen" einzelner an sich schon im Ausmaß untragbarer Bilanzparameter (wie z.B. beim Stickstoff Denitrifikation / atmosphärischer Einträge oder Mineralisation / Immobilisation) oder das Ausnutzen von "Ausgasung" oder "Verdünnung" zur weiteren Rechtfertigung zu hoher N-Einträge (z.B. durch Wirtschaftsdünger) und -N Überschussalden. So gestattet z.B. entsprechend der Darstellung von Tab. 2 die DÜVO im Betriebsdurchschnitt (!) bodenfallend Wirtschaftsdünger-Mengen entsprechend 170 bis 210 kg N/ha a, was unter Anrechnung der gegenwärtigen durchschnittlichen Situation angeblich "unvermeidbarer" gasförmiger N-Verluste (zu 90% NH₃-N) von 30% bei Gülle und Jauche und sogar von 45% bei Stallmist bei deren Lagerung und Ausbringung einer ausgeschiedenen N-Menge von 224 bis 315 kg N/ha a und somit einem Viehbesatz von 2,2 bis 3,2 GV/ha entspricht, womit letztlich NH₃-N-Emissionen von 67 bis 105 kg N/ha a gerechtfertigt werden. Zudem bleiben NH₃-Emissionen im Stall unberücksichtigt. Diese NH₃-Emissionen können noch nicht einmal eingehalten werden; da die DÜVO bei der Ausbringung der Wirtschaftsdünger den gegenwärtigen Stand der Technik für unzumutbar hält und statt dessen nur die "allgemein anerkannten Regeln der Technik" akzeptiert. Liegen nun aber aufgrund der "Gunst der Standorte" ein hoher Sickerwasseranfall ("Verdünnungseffekt") und/oder hohe "Ausgasungen des N" durch Denitrifikation vor, dürfen diese maximalen Vorgaben entsprechend der Nitratrichtlinie der EG somit gesetzeskonform noch entsprechend erhöht werden. Nach der DÜVO gilt dies befristet auch bei "unbilliger Härte". Die nun eigentlich eintretende und auch notwendige drastische Reduktion der Tierbestände in den zu viehintensiven Regionen wird aber dadurch umgangen, daß auch auf "nach Alltagssprache" sehr hoch mit P und K versorgten Böden unter Aufrechterhaltung ihrer Hypertrophie und Ressourcenverschwendung weiterhin mit diesen Nährstoffen nach Entzug nicht etwa nur mit der Ernte, sondern sogar nach Maßgabe des ganzen Pflanzenbestandes mit den Wirtschaftsdüngern zugeführt werden darf " sofern keine schädliche Auswirkungen auf die Gewässer zu erwarten sind", wohlwissend, daß diese Regionen zugleich

Tab. 2

Maximal tolerierte N-Ausscheidung, gasförmige N-Verluste (95% NH₃), N-Einträge durch Wirtschaftsdünger und Viehbesatzdichten entsprechend A) der Düngeverordnung (1996) Deutschlands B) dem Nachhaltigkeitskonzept / NAHAL (1995/96) (Isermann und Isermann 1996)

Bewirtschaftungsrichtlinien (Autoren)	A) Düngeverordnung (1996) (=< Nitratrichtlinie 1991 >=> Entwurf BBodSchG (EG> BMU/BMU / WBDF 1992/96)				B) Nachhaltigkeitskonzept = N A H A L (Isermann und Isermann 1995/96)
1. Grundlagen:					
1.1 Düngbare Fläche	alle (I) bei P+K auch D und E, "sehr hoch" = Alltagsprache=>Bestandes-Entzugsdüngung, bei "unbilliger Härte" befristet auch mehr, auch 80kg/ha Wirtschaftsdünger-N zu Stroh nur im Betriebsdurchschnitt (I)				bei P + K: Nur A bis (Ende) C, z.B. < 20mg P ₂ O ₅ /100 g Boden, Ernte-Entzugsdüngung bei C, keine Härteklause! kein Wirtschaftsdünger-N zu Stroh definierte Einzelschläge Stand der Technik vorrangig berücksichtigt
1.2 Gültigkeit	allgemein anerkannte Regeln der Technik bei Düngung mit WD nicht berücksichtigt => zusätzlich 100-200 kg N/ha a. z.B. Grünland				vorrangig berücksichtigt
1.3 Ausbringungstechnik	ungeklärt, bes. in viehintensiven Betrieben "Güllehochlastflächen"				vorrangig (Max 0,5 t TS/a)
1.4 Zusätzliche (N-)Einträge (Almos., Biol. Fix., Klärschl.-Min.-dünger)					
1.5 Klärschl.-Ausbringung					
1.6 Wirtschaftsdünger					
a) Art	Gülle	Jauche	Stallmist		Gülle, Jauche, Stallmist
b) Maximal N im Boden	210	170 ¹⁾	210	170 ¹⁾	82 (= 66)
2. Max. tolerierte Vorgaben: (kg N/ha LF a)					
2.1 Ausscheidung	277	224	315	255	100 (= 80)
abzgl Lagerungsverluste ²⁾	10% 25	10% 20	25% 63	25% 51	9% 9 (= 7)
2.2 Abfuhr vom Lager zum Feld	252	204	252	204	91 (= 73)
abzgl. Ausbringungsverluste	20% 42	20% 34	20% 42	20% 34	10% 9 (= 7)
2.3 im Boden eingetragen	210	170	210	170	82 (= 66)
2.4 Gesamte gasf. Verluste (ca. 95% NH ₃ -N)	67	54	105	85	18 (= 14) (Tolerierbar: Max. 10/ha LF _a)
2.5 Max. Viehbesatz (GV/ha)					
a) Betrieb (LF _a)	2,8	2,2	3,2	2,6	1,0 (0,6 - 1,2)
b) Region (LF _a)	keine Aussage				0,5 (= 8 Mio. GV in Deutschland)

¹⁾ Ackerland ab 7 / 97

²⁾ Stallverluste werden bei der DUVO nicht beachtet

re0148

weltweit die höchsten Emissionsdichten aus der Viehhaltung an NH₃, N₂O, NO₃ und CH₄ aufweisen. Zudem werden noch 80 kg N/ha einer ganzen GV zu Stroh als Wirtschaftsdünger ausgebracht, welches wir ohne N-Ausgleich doch so nötig zur Eindämmung der Stickstoff-Nettomineralisation nach der Ernte benötigen! Unter gleichzeitiger Berücksichtigung zusätzlicher N-Einträge durch Mineraldünger, biologische N-Fixierung und atmosphärische N-Einträge wird hier sogar ein N-Gesamt-Input von 300-400 kg N/ha toleriert. Dies entspricht der N-Zufuhr auf den Güllehochlastflächen der ehemaligen DDR. Hinzu kommt noch die immer bedeutsam werdende Altlast der N-Anlieferung durch Netto-Mineralisation. Die Verwertung des Klärschlammes in diesen viehintensiven Regionen wird somit unmöglich gemacht, da die Wirtschaftsdünger auch im Übermaß 1. Priorität haben. Es gibt keine Region der Erde, wo sich solche Handlungsweisen längerfristig weder ökonomisch, sozial oder gar ökologisch rechtfertigen ließen! Somit bleiben auch die Extreme der viel zu viehreichen Futterbau- und Veredlungsbetriebe mit Massentierhaltung ausnahmslos "nur noch" in den ABL Schleswig-Holstein, Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Baden-Württemberg und Bayern erhalten, ebenso wie die viehlosen Marktfuchtbetriebe mit ihren einseitigen Fruchtfolgen z.B. Raps / Getreide / Flächenstilllegung wie in Mecklenburg-Vorpommern. - Eine diesbezügliche alternative sachgerechte und umweltverträgliche Gestaltung der DÜVO weist hingegen in Tab. 2 unter "B" unser Nachhaltigkeitskonzept (NAHAL) aus.

Dadurch werden die umweltschädigenden Emissionen der Landwirtschaft als Baldlasten annähernd in der Höhe der bisherigen Altlasten aufrechterhalten und als angeblich "tolerierbare" und "unvermeidbare" Verluste Bestandteile weitestgehend vom Verursacher selbst geschaffener Ordnungen und somit zur "guten fachlichen Praxis". Dieser Ansicht sind jedoch nur die (Mit-)Gestalter z.B. der DÜVO selbst (z.B. Oswald/BML -1996, Hirche/BMU- 1996; wiss. Beirat für Düngungsfragen und Werner 1996), nicht aber deren Betroffene (z.B. DVWK bzw. Scheffer -1996, Schutzgemeinschaft Deutscher Wald- 1996) und deren Anmahner (Isermann u. Isermann 1994/96, Deutscher Bundestag mit Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" (1994) und Büro für Technikfolgenabschätzung (1992,93), UBA 1994/95, SRU 1994, 1996 a u.b). Solche von Politikern aber auch Wissenschaftlern ausgehende vorsätzliche Handlungsweisen gefährden als nicht erneuerbare Umweltressourcen die naturnahen Ökosysteme, die Landwirtschaft selbst und somit auch die Nachhaltigkeit der gesamten Landbewirtschaftung und seiner Kultur. Insofern bedarf es nicht nur einer nachhaltigen Landbewirtschaftung, sondern einer alle Wirtschaftsbereiche einschließenden nachhaltigen Marktwirtschaft.

3. Literatur: kann von den Autoren erbeten werden.

Anforderungen an die Bodenkunde, Umweltplaner und Landwirte bei der künftigen Planung von Landnutzungsänderungen - Ein Diskussionsbeitrag

von

Kofalk, S.; Kröhn, S.*

Die Referate auf der Tagung der AG "Ungesättigte Zone" haben gezeigt, daß sowohl zahlreiche detaillierte ökologisch-bodenkundliche Ergebnisse zum Thema "Landnutzungsänderungen" vorlagen als auch planerische und umweltpolitische Aspekte betrachtet wurden:

- Kosten und Preise für ökologische Leistungen im Agrarraum
- Reaktion des Wasserhaushalts von Niedermooren bei verändertem Meliorationsmanagement und damit einhergehenden Änderungen der landwirtschaftlichen Erträge
- Stickstoffdynamik und ihre Variabilität nach Flächenstilllegungen und die sich daraus ergebenden planerischen Konsequenzen für Bewirtschaftungskonzepte

Neben der Diskussion dieser Fragestellungen war ein Ergebnis der Tagung aber auch, daß die geo- und bioökologische Parametrisierung verschiedener Flächennutzungen nur unzureichend geklärt ist. Dies hat zur Folge, daß eine standortgerechte Bewertung von Flächennutzungen und Nutzungsänderungen nur bedingt durchführbar ist. Es wurde die Frage aufgeworfen, nach welchen Gesichtspunkten die Bewertung von Flächen vorgenommen werden sollte und wie die Ansprüche an die einzelnen Nutzungen zu definieren sind.

Dem Vortrag von Herrn Schlagheck war zu entnehmen, daß in Zukunft Subventionen für Maßnahmen mit "ökologischem" Charakter (z.B. Flächenstilllegungen) abgebaut werden und eine Orientierung an Weltmarktpreisen erfolgt. Der Druck auf einzelne Standorte wird sich wegen der Intensivierung der Produktion erhöhen. Daraus lassen sich Anforderungen an die Planung für einen gezielten Abbau von Subventionen ableiten, um eine regional differenzierte, möglichst umweltverträgliche Umstrukturierung der Landwirtschaft zu erreichen. Weiterhin besteht in der Agrarpolitik ein Informationsbedarf, wie zukünftige Förderprogramme ökologisch am günstigsten zu gestalten sind.

Aus den Beiträgen und aus unseren bisherigen Erfahrungen in der planerischen Praxis und Lehre ergeben sich für uns folgende Beobachtungen:

Es wird immer wieder kritisiert, daß gesetzliche Regelungen und Subventionsmaßnahmen nicht regionalisiert und standortbezogen gestaltet werden, sondern nach dem Gleichheitsprinzip verfahren wird. So entstehen oftmals Zielkonflikte zwischen Umwelt-/Naturschutz und landwirtschaftlicher Nutzung.

* Inst. f. Ökologie und Biologie, FG Bodenkunde, TU Berlin, Salzufer 12, 10587 Berlin

die es im Nachhinein zu minimieren gilt. Der Umwelt-, Agrar- und Forstpolitik scheint das Wissen für die Entwicklung standortangepaßter Regelungen zu fehlen. Dieses Fehlen beklagt die Wissenschaft oft zu Recht. Andererseits ist die Wissenschaft aufgefordert, ökologische Informationen als Basis für die Ableitung solcher Regelungen zur Verfügung zu stellen.

Die Bodenkunde muß sich daher für umweltpolitisch-planerische Anforderungen interessieren. Die Übertragung von bodenkundlich-ökologischen Detailergebnissen in regionale/kommunale Bodenkonzeppte ist eine Marktlücke für BodenkundlerInnen. Denn bisher ist es den Naturwissenschaften/der Bodenkunde nicht in ausreichendem Maß gelungen, ihre Ergebnisse in Handlungsempfehlungen für die Politik umzusetzen. Es fehlt eine Zusammenfassung von wissenschaftlichen Untersuchungen zur Auswirkung von Landnutzungsänderungen im Hinblick auf die erforderlichen Bewertungsparameter.

Zukünftig müssen verstärkt Verfahren und Grundlagen zur geforderten standortgerechten räumlichen Verteilung von Bodenschutzmaßnahmen, zu Landnutzungsänderungen und Förderprogrammen geliefert werden. Diese Handlungsanweisungen und Bewertungsverfahren müssen sich weitgehend an einem Informations- und Parameterumfang orientieren, der in der Praxis auch zu beschaffen und umzusetzen ist (z. B. an den in Kartenwerken enthaltenen Informationen).

Die Bodenkunde sollte die planerischen Instrumente sowie die gesetzlichen Regelungen kennen (z. B. naturschutzrechtliche Eingriffsregelung), die den Schutz des Bodens zum Inhalt haben, um ihr Fachwissen einzubringen und ihren Handlungsspielraum zu vergrößern. Die inhaltlichen Anforderungen an die Erfassung und Bewertung des Bodens sowie die daraus abzuleitenden Maßnahmen zum Schutz des Bodens variieren in Abhängigkeit des Planungsinstruments stark. Liegt der Schwerpunkt eines Landschaftsplans in der programmatisch ausgerichteten Vorsorge (anzustrebende Bodenqualitätsziele), so steht im Mittelpunkt eines Grünordnungsplans ein Maßnahmenkatalog zur Vermeidung bzw. zur Minimierung sowie zum Ausgleich und Ersatz von Eingriffen in den Boden. Beides sind Pläne, die flächendeckend Aussagen zum Zustand und zum Schutz von Natur und Landschaft machen. Landschaftsplaner brauchen fachliche Hilfestellung von Bodenkundlern, vor allem hinsichtlich der Frage, welche Funktionen/Potentiale in Abhängigkeit der verschiedenen regionalen Gegebenheiten vorrangig zu schützen sind. Planer, Umweltpolitiker und -verwaltungen sind im Gegenzug aufgefordert, konkrete Fragestellungen an die bodenkundliche Forschung zu stellen.

Bei den flächenmäßig bedeutendsten Landnutzern, den Landwirten, ist ein schlechtes Marketing zu beklagen: Umweltschutz und Landwirtschaft sind in der öffentlichen Diskussion immer noch begriffliche Gegensätze. Generell ist ein erweitertes Leistungsspektrum noch nicht von der Landwirtschaft aufgenommen worden. Neue Märkte in Form von ökologischen Leistungen und landschaftspflegerischen Maßnahmen im weitesten Sinne gilt es zu erschließen. Dafür sind neben der Kostenrechnung für ökologische Maßnahmen eine Leistungsrechnung zu entwickeln.

Durch die absehbaren Änderungen in der Förderungspolitik der EU könnten andere Formen der landwirtschaftlichen Produktion ein größeres Gewicht erhalten bzw. als landwirtschaftliche Leistung

entdeckt werden. In manchen Räumen sind eventuell andere Produkte, wie Trinkwasser, genauso wichtig wie die Produktion von Getreide.

Landwirtschaftliche Leistungen im Rahmen von Landnutzungsänderungen könnten sein:

- Beiträge zur besseren Oberflächen- und Grundwasserquantität/-qualität
- Bereithaltung von Flächen für die Nahrungsmittelproduktion
- Erhalt und Entwicklung einer Erholungslandschaft
- Wasserrückhaltung in der Landschaft/Hochwasservermeidung
- Erosionsvermeidung
- Abnahme von Kompost und Klärschlamm aus den Ballungszentren
- Fixierung von CO₂ durch gezielte Humuswirtschaft und geringe N₂O Freisetzung als Beitrag zum Klimaschutz.

Umweltqualitätsproduktion könnte eine Form des Strukturwandels sein: Die Land- und Forstwirtschaft sollte durch eine verbesserte Qualität der Ausbildung und Fortbildungsmaßnahmen ihr Leistungsspektrum erweitern. Daneben entsteht ein neuer Bedarf für naturwissenschaftliches Know-how.

Vergütung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft im Agrarraum weshalb und wie?

von

Roth, D.¹

1. Warum Vergütung ökologischer Leistungen?

Die Landwirtschaft hat das Erscheinungsbild, den Stoffhaushalt und die Lebensraumfunktion der Landschaft seit jeher entscheidend beeinflußt und geprägt. Zu keiner Zeit hat dabei die planmäßige Entwicklung von Biotopen oder eines bestimmten Landschaftsbildes eine Rolle gespielt. Vielmehr waren es stets hilfreiche Ziele, vor allem die Ernährungssicherung für die (wachsende) Bevölkerung und die Existenzsicherung des Gewerbes Landwirtschaft, die zur Weiterentwicklung der landwirtschaftlichen Produktionsweise und Produktionsverfahren und damit auch zur Veränderung der Landschaft geführt haben.

Dieser Grundzusammenhang zwischen dem Gewerbe Landwirtschaft und dem gesellschaftlichen Gut Landschaft gilt auch heute noch. In den Auswirkungen auf die Landschaft sowie ihre ökologischen und landeskulturellen Funktionen besteht aber ein erheblicher Unterschied zu früher. Landwirtschaft ist zwar weiterhin die entscheidende Voraussetzung dafür, die offene Kulturlandschaft zu erhalten, eine Leistung, die ohne Landwirtschaft kaum möglich ist und schon deshalb nicht unterschätzt werden darf. Der heutige Landwirt braucht aber möglichst große, homogene, hindernisfreie, wasserregulierte und gut mit Nährstoffen versorgte Produktionsflächen, um mit rationellen Verfahren hohe Erträge bei niedrigen Stückkosten erzeugen und damit die Existenz seines Betriebes sichern zu können. Mager- und Feuchtstandorte, die diese Anforderungen nicht erfüllen, wurden und werden aufgedüngt und melioriert oder aber aufgegeben. Gehölze und Kleingewässer - früher vom Landwirt in vielfältiger Weise genutzt - werden zum Flurhindernis und deshalb oftmals beseitigt. Auf diese Weise werden ökologische Funktionen und wichtige Schutzgüter wie das Wasserrückhaltevermögen der Landschaft, die Wassergüte oder die Lebensraum-, Arten- und Landschaftsvielfalt deutlich beeinträchtigt. An dieser Situation hat auch der (auf die wohlhabenden Industriestaaten beschränkte) Nahrungsgüterüberschuß nichts geändert. Vielmehr hat die dadurch bedingte Senkung der Agrarpreise trotz Preisausgleichszahlungen den Zwang zur Rationalisierung und der daraus resultierenden Folgen für die Agrarräume weiter verschärft.

Der Lösungsweg kann deshalb nur darin bestehen, die nachhaltige Sicherung der ökologischen und landeskulturellen Agrarraumfunktionen für den Landwirt, der dort sein Gewerbe betreibt, ebenso einkommenswirksam zu gestalten wie seine Tätigkeit in der Produktion. Er erzeugt künftig auf seinen Flächen nicht nur landwirtschaftliche Produkte wie Getreide, Kartoffeln und Milch, sondern auch Biotope.

¹ Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Naumburger Straße 98, 07743 Jena

Arten- und Landschaftsvielfalt. Letztere werden zum gezielt herzustellenden "Ökologischen Gut", das unter heutigen Bedingungen nicht mehr automatisch als kostenloses Nebenprodukt der Landwirtschaft anfällt. Der Landwirt erbringt damit Dienstleistungen für die Gesellschaft, die von der Bevölkerung, insbesondere aus den Ballungsgebieten, dringend benötigt werden, aber auch kostendeckend zu vergüten sind.

2. Welche ökologischen und landeskulturellen Maßnahmen sind im Agrarraum erforderlich und welche davon sind zu vergüten?

Die Verbesserung der ökologischen und landeskulturellen Situation im Agrarraum und damit die Verwirklichung wichtiger Zielstellungen des Bundesnaturschutzgesetzes erfordert:

- sowohl die Gewährleistung einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung auf den eigentlichen Produktionsflächen vor allem zur Verminderung der stofflichen Belastung des Ökosystems
- als auch die dauerhafte Sicherung eines bestimmten Anteiles an ökologischen und landeskulturellen Vorrangflächen (ÖLV) im Agrarraum.

Die Einhaltung der Regeln einer ordnungsgemäßen Landwirtschaft ist nicht zu vergüten. Auflagen, die über eine derartig definierte ordnungsgemäße Landwirtschaft hinausgehen und die damit zusätzliche Kosten verursachen oder zu Erlösminderungen führen, wie Beschränkungen in Trinkwasserschutzgebieten oder die Umwandlung von Ackerflächen in Dauergrünland in Flußauen, lassen sich dagegen dauerhaft nur dann erbringen, wenn sie kostendeckend vergütet werden.

Gleiches gilt für die Erhaltung und Erweiterung von ökologischen und landeskulturellen Vorrangflächen (ÖLV) in der Feldflur. Zu den ÖLV gehören sowohl Flächen, die nicht oder kaum mehr genutzt werden, wie Gehölze, Sukzessionsflächen, Röhrichte und naturnahe Gewässer, als auch solche, die weiterhin auf regelmäßige Nutzung und Pflege angewiesen sind, vor allem die ökologisch wertvollen Extensivgrünlandtypen und Streuobstwiesen. ÖLV dienen nicht mehr vorrangig der landwirtschaftlichen Produktion, sondern ihr Wert resultiert aus ihrer Funktion als Biotop und/oder Landschaftselement. Die erforderlichen Aufwendungen sowohl für Neuanlage von ÖLV, z.B. von Hecken und anderen Feldgehölzen, als auch für die Pflege vor allem der Extensivgrünlandbiotope, die bei heutigen Kosten-Erlösrelationen nicht mehr rentabel zu bewirtschaften sind, können nur bei entsprechender Vergütung dauerhaft erbracht werden.

3. Auf welcher Grundlage soll die Vergütung erfolgen?

Wünschenswert wäre sicherlich eine zielorientierte Vergütung, die sich am Wert des jeweiligen "Ökologischen Gutes", z. B. eines orchideenreichen Halbtrockenrasens oder einer artenreichen Naßwiese orientiert. Voraussetzung für die Bezahlung ökologischer und landeskultureller Leistungen bzw. der daraus resultierenden Produkte nach ihrem Wert ist aber, daß dafür begründete Preise vorliegen. Öffentliche Güter - und um solche handelt es sich hier - sind keine Marktprodukte, demzufolge kann sich selbst bei hoher Nachfrage kein Preis am Markt bilden.

Ein praktikabler und akzeptabler Weg besteht aber darin, den Betrag für "Ökologische Güter" aus den Kosten abzuleiten, die für ihre Herstellung und den dauerhaften Erhalt aufgewendet werden müssen. Diese beschränken sich nicht allein auf die Verfahrenskosten einschließlich Arbeitslohn, sondern es sind auch die anteiligen Festkosten, die entstehenden Gemeinkosten sowie gegebenenfalls auch die Mehrwertsteuer einzubeziehen. Entstehen bei der Biotoppflege gleichzeitig handelsfähige Produkte (z.B. Lammfleisch oder Heu), dann sind die Gesamtkosten um die damit am Markt erzielbaren Erlöse zu reduzieren. Es entsteht so der Betrag für die Vergütung ökologischer Leistungen bzw. für das "Ökologische Gut". Der Gefahr, daß bei der Vergütung ökologischer Leistungen auf der Grundlage der entstehenden Kosten der naturschutzfachliche Wert des Zielobjektes völlig vernachlässigt wird, kann entgegengewirkt werden, indem der Erhalt von besonders wertvollen Objekten, z. B. einer orchideenreichen Kalkmagerrasse, durch einen speziellen Zuschlag zusätzlich gefördert wird.

4. Welche Vergütungshöhe resultiert daraus?

Nach der o. g. Vorgehensweise wurde der Aufwand für zahlreiche Einzelverfahren der Landschaftspflege sowie für die Herstellung und Erhaltung "Ökologischer Güter" kalkuliert und in einem Kostenkatalog zusammengestellt. Die Abbildung enthält als Beispiel die Kosten-Erlösrelationen für die Erhaltung von zwei ökologisch wertvollen Extensivgrünlandtypen. Sie beweisen eindeutig, daß diese Grünlandtypen aus rein landwirtschaftlicher Sicht zu hohen Verlusten führen.

Noch problematischer wird es, wenn derzeitige Ackerflächen (AF) in Extensivgrünland umgewandelt werden sollen, z. B. in Bachauen aus Gründen des Gewässer-, Arten- und Landschaftsschutzes. Bei derartigen Veränderungen sind nicht nur die Kosten des Einzelobjektes, sondern auch die gesamtbetrieblichen Auswirkungen zur Abschätzung der Folgewirkungen auf den Landwirtschaftsbetrieb heranzuziehen. Am Beispiel eines 1.000 ha-Betriebes zeigte sich, daß bereits bei Umwidmung von 10 ha AF in Grünland das Betriebsergebnis trotz der in den ersten 5 Jahren gewährten Ausgleichszahlungen um reichlich 7.000.-- und danach um 13.000.-- DM pro Jahr reduziert wird. Bei größeren Umwandlungsanteilen erreichen die Verluste völlig unzumutbare Werte von über 300.000.-- DM.

5. Wie kann die Finanzierung erfolgen?

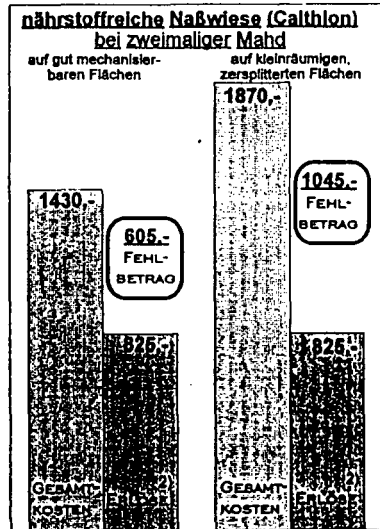
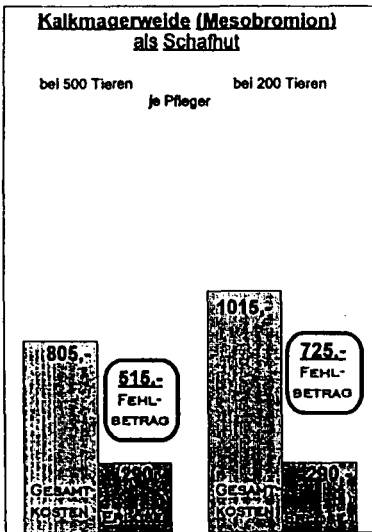
Gegenwärtig wird bereits ein beachtlicher Teil der Kosten für "Ökologische Güter" bzw. für die dafür zu erbringenden Leistungen durch Fördermittel und Beihilfen ausgeglichen. Dazu gehören sowohl Mittel, die z. B. im Rahmen vom Kulturlandschaftsprogramm direkt für die Einführung extensiver Grünlandnutzung oder für gezielte Naturschutzauflagen gezahlt werden, als auch Beihilfen z. B. für Mutterkuh- oder Mutterschafhaltung, die primär nicht an ökologische Zielstellungen gebunden sind.

Die bestehenden Förderinstrumentarien und Ausgleichszahlungen sind einerseits unerlässlich dafür, um unter den gegenwärtigen Agrarpreisbedingungen landschaftspflegerische Zielstellungen im Ararraum zu verwirklichen. Andererseits zeigt sich aber, daß aufgrund der ungenügenden Berücksichtigung der tatsächlichen Kosten einzelner Landschaftspflegemaßnahmen bzw. der damit zu erhaltenden

"Ökologischen Güter" viele ökologische Defizite bestehen bleiben. Um diese Defizite abzubauen, sind folgende Schritte notwendig:

- (1) Es ist zielstrebig daran zu arbeiten, die Fördersätze in den bestehenden Förderprogrammen an die tatsächlichen Kosten für ökologische und landeskulturelle Leistungen anzupassen. Vor allem in denjenigen Förderbestimmungen, in denen die Länder weitgehende Entscheidungsfreiheit haben und für die keine Änderungen der EU-Bestimmungen erforderlich sind, sollte dieser Weg möglichst rasch und unbürokratisch beschritten werden.
- (2) Der zweite Weg besteht darin, Fördermittel und Beihilfen durch eine leistungsbezogene Vergütung der Landwirtschaft für Erhaltung und Pflege des gesamten Agrarraumes abzulösen. Erst dann dürfte das Ziel, die ökologischen und landeskulturellen Funktionen des Agrarraums bei gleichzeitig erfolgreicher wirtschaftlicher Tätigkeit der Landwirtschaft dauerhaft zu sichern, uneingeschränkt zu verwirklichen sein. Im Zusammenhang mit der Weiterentwicklung der EU-Agrarreform sollte unbedingt angestrebt werden, einen Teil der weiterhin erforderlichen Ausgleichszahlungen für die Landwirtschaft zusammen mit den bereits heute bereitgestellten Fördermitteln im Rahmen der Verordnung 2078/92 direkt für die Vergütung ökologischer Leistungen einzusetzen.

Kosten - Erlösrelationen bei der landwirtschaftlichen Nutzung von Extensivgrünland [DM/ha¹]



1) 2,50 DM/kg Lammfleisch sowie Anteil für Fleisch der Alttiere und Wolle

2) 55 d/ha Heu à 15,- DM

Wirkung von Böden und Fruchtarten auf die Grundwasserneubildung pleistozäner Ackerstandorte Ostbrandenburgs

von

Schindler, U.*; Wegehenkel, M.**; Müller, L.*; Eulenstein, F.***

Ziel dieser Studie war, den Einfluß unterschiedlicher Böden und differenzierter Ackernutzung auf die Grundwasserneubildungsrate auf der Grundlage von Modellsimulationen für typische Böden Ostbrandenburgs zu untersuchen.

Zusammenfassung der Ergebnisse

1. Die Sickerwasserbildung ist durch eine große jährliche Variabilität gekennzeichnet. Versickerungswirksam sind Niederschläge besonders in vegetationsloser Zeit.
2. Entscheidend für die Sickerwasserbildung ist nicht allein die Höhe der Jahresniederschlagssumme sondern in besonderem Maße deren zeitliche und mengenmäßige Verteilung im Jahr.
3. Bodenwasserdefizite, verursacht durch geringe Niederschläge, können bei mittleren bis schweren Böden überjährlich mindernd auf die Sickerwasserbildung wirken.
4. Die Wirkung der Fruchtart auf die Sickerwassermenge ist
 - groß, wenn die Pflanzenwasserversorgung aus dem Bodenspeicher ausreichend ist
 - klein, wenn das Bodenwasserangebot die Biomasseproduktion limitiert.
5. Aufgrund der langen Vegetationszeit sind unter Grasland und in Fruchtfolgen mit Zwischenfrucht die geringsten Sickerwassermengen zu erwarten. Umweltrelevant ist diese Wirkung durch den damit verbundenen Stoffrückhalt in den Herbst- und Wintermonaten besonders auf den leichten Sandböden. Auf mittleren bis schweren Böden kann dauerhafte Begrünung die Versickerung zum Erliegen bringen.
6. Auf den leichten Böden versickern im Mittel etwa 50 mm/a mehr als auf den Lehm Böden. Die Variabilität der jährlichen Sickerwassermenge ist bei gleicher Fruchtart jedoch nahezu bodenunabhängig.
7. Der Einfluß des Bodens auf die Sickerwasserbildung ist je nach Witterung sehr unterschiedlich. In für die niederschlagsarme Region Ostbrandenburgs feuchten Jahren ist der Bodeneinfluß am stark. Er verstärkt sich, wenn ein trockenes Jahr mit Bodenwasserspeicherdefiziten vorangegangen war. In trockenen Jahren ist der Bodeneinfluß nur unwesentlich

Literatur

- U. Schindler, M. Wegehenkel, L. Müller und F. Eulenstein (1996): Wirkung von Böden und Fruchtarten auf die Grundwasserneubildung pleistozäner Ackerstandorte Ostbrandenburgs: Archives of Agronomy and Soil Science. im Druck.

-
- * ZALF Müncheberg, Institut für Bodenlandschaftsforschung
 - ** ZALF Müncheberg, Institut für Landschaftsmodellierung
 - *** ZALF Müncheberg, Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie

Die zukünftige Nutzung land- und forstwirtschaftlicher Flächen vor dem Hintergrund der europäischen und nationalen Agrarpolitik

von

Schlagheck, H.⁺

1. Problemaspekte

Die Diskussionen über eine gesellschaftlichen Ansprüchen entsprechende Flächennutzung sind derzeit wesentlich von vier Themen geprägt:

- dem Vorwurf einer zu wenig nachhaltigen und nach ökologischen Prinzipien ausgerichteten Nutzung der land- und forstwirtschaftlichen Flächen;
- dem Problem, daß mit der sogenannten „Versiegelung“ der Landschaft Regenwasser nicht mehr unmittelbar in den Boden versickert, sondern kanalisiert ist und bei starken Regenfällen zu Überschwemmungen führt;
- der Sorge, daß mehr und mehr Flächen „freifallen“ könnten, d.h. nicht mehr ordentlich land- und forstwirtschaftlich genutzt bzw. gepflegt werden und darunter die vielfältige Kulturlandschaft leiden könnte;
- dem Bestreben, zum Zwecke des Naturschutzes mehr Flächen einer extensiven oder nicht agrarischen Nutzung zuzuführen, sie also aus der üblichen landwirtschaftlichen oder forstwirtschaftlichen Nutzung herauszunehmen.

2. Lösungsansätze, -instrumente und -erwartungen

2.1 Zunächst zur **Art und Intensität** der Nutzung land- und forstwirtschaftlicher Flächen.

- Durch die landwirtschaftlichen **Marktorganisationen** wird agrarische Produktion auch dort stimuliert und aufrechterhalten, wo sie nicht unbedingt standortgerecht ist. Als Beispiele siehe Getreide und Ölsaaten, die mit der EU-Agrarreform 1992 (GAP) und der Einführung von an durchschnittlichen Ertragsverhältnissen orientierten direkten Preisausgleichszahlungen besonders auf weniger ertragreichen Flächen begünstigt sind; stärkerem Rückzug von Grenzstandorten wird so entgegengewirkt. Mit Recht interessiert daher gerade in landwirtschaftlich benachteiligten Gebieten die Frage, wie sicher zukünftig EU-Flächenbeihilfen sind.

- Art und Intensität der Nutzung landwirtschaftlicher Flächen werden auch gesteuert durch die landwirtschaftlichen Fachgesetze.

⁺ Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Postfach 140270, 53107 Bonn

Beim **Pflanzenschutz** z.B. sind umweltrelevante Belange sowohl bei der Zulassung der Mittel als auch bei der Anwendung zu berücksichtigen. Nach dem Pflanzenschutzgesetz dürfen Pflanzenschutzmittel nur **nach guter landwirtschaftlicher Praxis** ausgebracht werden (bedeutet z.B. integrierter Pflanzenschutz, Sachkundenachweis für erwerbsmäßige Anwender, Überprüfung Pflanzenschutzgeräte).

Auch das **Düngemittelgesetz** schreibt eine sachgerechte Anwendung von Düngemitteln vor. Die Anfang dieses Jahres in kraft getretene Düngeverordnung präzisiert diesen Grundsatz.

Mit der Düngeverordnung werden die bisherigen Gülleverordnungen der Länder abgelöst.

Im Prinzip geht es bei der nunmehr bundesweiten Regelung darum,

- = die Ausbringung von Düngemitteln am Pflanzenbedarf auszurichten,
- = Nährstoffverluste bei der Bewirtschaftung und damit einhergehende Einträge in Gewässer weitgehend auszuschließen.

Als Instrumente dienen Bodenuntersuchungen, Schlagkarteien, Vergleiche der Nährstoffzu- und -abfuhr (in Betrieben mit mehr als 10 ha), Aufbringungsverbote, mit beträchtlichen neuen Herausforderungen für die Landwirte.

- Die Art und Intensität der Flächennutzung wird schließlich durch **finanzielle Anreize** bestimmt, Flächen in bestimmter Weise zu bewirtschaften.

Grundlage hierfür ist die VO (EWG) Nr. 2078/92. Sie gilt als flankierende Maßnahme der GAP-Reform und gibt EU-weit den Rahmen vor zur **Förderung umweltgerechter landwirtschaftlicher Produktionsverfahren**.

Eine weitere spezielle EG-Verordnung regelt die **Förderung der Erstaufforstung**.

Beide Verordnungen wurden in Deutschland im Rahmen von Länderprogrammen umgesetzt, die finanziell aus EG- und teilweise aus Bundesmitteln unterstützt werden.

Die finanzielle Förderung umweltgerechter landwirtschaftlicher Produktionsverfahren wird von den Landwirten verbreitet in Anspruch genommen:

- = 1994/95 (Ernte 1995) wurden in Deutschland umweltgerechte Produktionsverfahren auf rd. 4,9 Millionen ha (rd. 29 % der LF) mit insgesamt rd. 712 Millionen DM gefördert.

Die geförderte Fläche nahm gegenüber dem Vorjahreszeitraum um rd. 378.000 ha (+ 8 %) zu.

- = Davon entfallen

- rd. 2,9 Millionen ha auf Maßnahmen umweltbezogener Grundförderung,
- rd. 2 Millionen ha auf die Förderung spezieller extensiver Bewirtschaftungsverfahren, wie die Umwandlung von Ackerland in extensiv genutztes Grünland, die Förde-

rung besonderer ökologischer Anbauverfahren oder besonders naturschutzwürdiger Flächen wie Streuobstwiesen, Feuchtwiesen usw.

2.2 Die Sorge, daß **in Deutschland in größerem Umfang Flächen „freifallen“**, also einfach der natürlichen Sukzession überlassen werden könnten („Sozialbrache“), hat sich bisher nicht bestätigt.

Seit 1945 ist zwar die Zahl der Erwerbstätigen in der Landwirtschaft um 83 % (AK-Einheiten) und die der Betriebe über ein Hektar um 66 % zurückgegangen. Trotzdem ist im ehemaligen Bundesgebiet die Landschaft von Schleswig-Holstein bis Bayern und von Kassel bis Saarbrücken abwechslungsreich, vielfältig und attraktiv geblieben.

Nicht, weil Befürchtungen völlig aus der Luft gegriffen wären, sondern, weil durch staatliche Maßnahmen wie mit der Ausgleichszulage für benachteiligte ländliche Gebiete und anderen agrarpolitischen Instrumenten rechtzeitig gegengesteuert wurde. Entscheidend war jedoch die auch heute noch übliche Praxis, daß die weiter bestehenden Betriebe die freierwerdenden Flächen übernehmen und somit in Bewirtschaftung halten. So blieben bisher nur wenige Flächen ungenutzt. Ob dies auch in Zukunft so sein wird, ist im wesentlichen von der zukünftigen Entwicklung der Agrarpreise abhängig.

2.3 Aus der Sicht des **Naturschutzes** wird darauf spekuliert, daß die zukünftigen agrarpolitischen Rahmenbedingungen die Bewirtschaftung zahlreicher Flächen nicht mehr lohnend erscheinen lassen und so mehr Flächen für Naturschutzzwecke zur Verfügung stehen. Auch für eine **Entsiegelung** der Landschaft und mehr Retentionsraum beim Hochwasserschutz wird es als nützlich angesehen, wenn zukünftig wegen veränderter Rahmenbedingungen mehr landwirtschaftliche Flächen freigesetzt würden.

3. Zukünftige Rahmenbedingungen und Folgen für die agrarische Flächennutzung

Die Verwendung von Flächen für die Produktion von Nahrungsmitteln und nachwachsenden Rohstoffen (einschl. Holz) wird in den kommenden Jahren geprägt sein von

- einer weltweit wachsenden Nachfrage nach Agrarprodukten und in der Tendenz steigenden Weltmarktpreisen,
- einer Verringerung von Agrarstützungsmaßnahmen aufgrund knapper werdender öffentlicher Mittel bei weiterer Liberalisierung des Weltagrarhandels,
- von dem Beitritt weiterer Mitgliedstaaten zur EU und evtl. Anpassungen der Gemeinsamen Agrarpolitik,
- zunehmenden Anforderungen der Gesellschaft an eine umwelt- und tierschutzgerechte Erzeugung von Agrarprodukten.

Diese sich ändernden Rahmenbedingungen lassen in Abhängigkeit von der Entwicklung der Weltmarktpreise einen stärkeren Strukturwandel in der Landwirtschaft als bisher und einen zumindest teilweisen Rückzug der Landwirtschaft von Grenzstandorten erwarten.

Standortangepaßte Produktionsverfahren, die für eine vielgestaltige Kulturlandschaft unverzichtbar sind, sind mehr noch als heute aus Steuermitteln zu fördern, da eine Sicherung über die Preise für Nahrungsmittel nicht mehr überall möglich sein wird.

4. Zukünftige Herausforderungen an eine geordnete Flächennutzung

4.1 Zukünftig ist bei der Nutzung von Flächen stärker als bisher einem **integrativen** Konzept zu folgen.

Dabei ist **einerseits** festzustellen, **was** eine bestimmte Region an Leistungspotentialen zu bieten hat und **wie** diese Potentiale durch eine gezielte Verwendung von Flächen auszuschöpfen sind. **Andererseits** ist ein ganzes Bündel von Maßnahmen einzusetzen, um ein integratives Konzept zu verwirklichen (d.h. z.B. Arbeitsplätze schaffen, hohe Wohn- und Freizeitqualität sichern, Urlaub auf dem Bauernhof anbieten, regionales Marketing von „Frischwaren“ entwickeln).

4.2 **Flächennutzungskonzepte** als Ausgangspunkt von Entwicklungsförderung bedeuten **Interessenkonflikte**, die zum Ausgleich zu bringen sind. So dürfte z.B. die Ausweisung von Gebieten mit besonderer Funktion für den Naturhaushalt die Betriebe hart treffen, die dadurch einzelbetriebliche Nutzungsrestriktionen und in der Folge Einkommens- und Wettbewerbsnachteile in Kauf nehmen müßten. Hier bedarf es eines finanziellen Ausgleichs, wenn verhindert werden soll, daß in Deutschland der Strukturwandel forciert wird.

4.3 Unter Bedingungen des Marktes ergibt sich mittel- bis längerfristig eine stärkere Differenzierung der Agrarproduktion nach günstigen und ungünstigen Agrarstandorten. Ungünstige Agrarstandorte weisen oft ein großes Potential für Naturschutzvorhaben auf. Das Kontinuum möglicher Flächenverwendung ist breit, von der Extensivierung bis hin zur Flächenstilllegung. Sofern eine natürliche Sukzession vermieden werden soll, bedarf es staatlicher Beihilfen für eine gezielte Flächenverwendung und Honorierung landespflegerischer Leistungen der Landwirte. „Gezielt“ bedeutet bei knappen öffentlichen Mitteln, stärker als bisher **räumliche und sachliche Schwerpunkte** zu setzen.

4.4 Dort, wo die Landwirtschaft zukünftig besondere, aktive Leistungen für die Erhaltung der Kulturlandschaft zu erbringen hat, sollten Leistungsentgelte auf **freiwilliger, vertraglicher Basis** mit den Landwirten vereinbart werden, statt gesetzliche Restriktionen zu verschärfen. Nur so ist auf Dauer sicherzustellen, daß eine Verwendung von Flächen erfolgt. Und die Verwendung von Flächen ist die beste Form der Sicherung einer abwechslungsreichen Kulturlandschaft.

Dauerhafte naturschützende Nutzungssysteme und ihre langfristige Finanzierung an Hand eines Beispiels

von

Thomsen, V.*

Einleitung

Naturschützende Bodennutzung zielt auf die dauerhafte Unversehrtheit der beiden Lebensgrundlagen "fruchtbarer Boden" und "trinkbares Wasser"; weiterhin auf die Erhaltung des vorhandenen breiten Artenspektrums wildwachsender Pflanzen und wildlebender Tiere durch Bereitstellung genügend großer, artgerechter Lebensräume innerhalb der agrarisch genutzten Flur.

Der Weg hierzu ist die Extensivierung: sei es in Gestalt einer partiellen Nichtnutzung von potentiell nutzbaren Flächen und ihre Belassung als Lebens- und Rückzugsraum für Pflanze und Tier, oder sei es in Gestalt der Minderung des Einsatzes der Produktionsmittel Stickstoffdünger und Pflanzenschutzmittel, oder sei es schließlich durch die Anlage abtragshemmender hangparalleler Erosionsschutzstreifen in hängigem Gelände sowie Gewässerrandstreifen, die einen Übertritt von bereits erodiertem Bodenmaterial in den Gewässerlauf verhindern und die Krume zumindest auf dem Schlag belassen.

Extensivierung ist im Nutzungssystem Ackerbau ebenso möglich wie in den Nutzungssystemen des Grünlandes: Wiese bzw. Weide; jedes Nutzungssystem hat jedoch seine spezifischen Verfahren. Ihnen allen ist gemeinsam, daß sie - durch erhöhten Bearbeitungsaufwand oder geringere Erträge - die Produktion im Vergleich zur hochrationellen, höchstertragsorientierten Wirtschaftsweise verteuern. Da der Schutz des Naturhaushaltes ein übergeordnetes Anliegen der gesamten Gesellschaft ist, besteht heute politischer Konsens darin, den Landwirten den hieraus resultierenden Mehraufwand zu erstatten: durch Teilnahme an staatlich aufgelegten Kulturlandschafts- oder Landschaftspflegeprogrammen oder, wenn durch gesetzliche Schutzausweisung bestimmte Rücksichten in der Schutzverordnung festgelegt sind, durch entsprechenden Erschwernisausgleich.

*) Dr. Volker Thomsen, Sohnreystr. 2, 37154 Northeim

Ob die Finanzierung naturschützender Landnutzung durch diese öffentlichen Förderprogramme langfristig gesichert ist, muß wegen der kritischen Lage aller staatlichen wie kommunalen Haushalte bezweifelt werden. Zu fragen ist daher, ob es Alternativen der Finanzierung gibt, die vom Auf und Ab öffentlichen Haushaltsgebahrens unabhängig sind und dem Betrieb eine langfristig verlässliche Einkommensplanung ermöglichen. Eine solche Alternative soll nachfolgend vorgestellt werden.

Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen als Finanzbasis für naturschützende Landnutzung

In fast allen Bundesländern ist die Eingriffsregelung inzwischen Bestandteil der Landesnaturschutzgesetzgebung: Eingriffe in Natur und Landschaft, die den Naturhaushalt oder Naturhaushaltsglieder schädigen, müssen gleichwertig ausgeglichen werden. Eine unmittelbare Kompensation ist selten möglich, da sich bestimmte Qualitäten des Naturhaushaltes nicht beliebig herstellen lassen. Es wird daher in der Regel so verfahren, daß in räumlicher Nähe zum erfolgten Eingriff nach Möglichkeiten ähnlicher oder anderer, in jedem Fall aber gleichrangiger Verbesserungen des vorhandenen Naturhaushaltes gesucht wird. Problem ist die Vergleichbarkeit der unterschiedlichen ökologischen Qualitäten.

Eine beliebte Ausgleichsmaßnahme, weil flächenmäßig fast überall greifbar und verwirklichtbar, ist die Entlassung von landwirtschaftlichen Nutzflächen aus der Intensivbewirtschaftung und anschließend entweder Überlassung der natürlichen Sukzession oder Überführung in eine extensive Nutzungsweise. Die zukünftige Landschaftsgestalt oder Nutzungsweise wird im Landschaftspflegerischen Begleitplan (LBP) festgelegt und wird damit Bestandteil der Planfeststellung. Die Kosten, die mit der Nutzungsumwandlung im Rahmen solcher Ausgleichsregelungen anfallen, werden im LBP festgestellt und müssen vom Träger der Eingriffsmaßnahme übernommen werden.

Für den Träger des Eingriffs ist die auferlegte Ausgleichsmaßnahme in der Regel eine lästige Pflicht, der er sich am liebsten durch eine einmalige Geldzahlung so entledigt, daß anschließend auf ihn keine längerfristigen organisatorischen oder geldlichen Lasten mehr zukommen. Dem steht entgegen, daß Maßnahmen zum Schutz oder zur Förderung des Naturhaushaltes zumeist langfristiger Natur sind oder - wie bei Extensivierungen - zeitlich unbefristet alljährlich bestimmte Leistungen fällig sind. In einem Beispiel soll nachfolgend dargelegt werden, wie aus dem Wunsch nach raschem Maßnahmenabschluß leicht sinnloser Geldeinsatz erwächst; weiterhin, wie durch sinnvolle finanzorganisatorische Regelungen sowohl dem Langfristanspruch des Naturschutzes als dem Kurzfristwunsch des Eingriffsträgers entsprochen werden kann.

Negativbeispiel einer Ausgleichsmaßnahme:

Kurzfristige Kapitalverausgabung mit geringem ökologischem Effekt

In einer Ausgleichs- bzw. Ersatzmaßnahme für die Bodenversiegelung einer Mülldeponie wurden 12 ha bisher landwirtschaftlich genutzter Flächen erworben mit der Maßgabe, sie im Sinne des Naturschutzes ökologisch aufzuwerten. Da es sich um Rendzinen (mo und mu) handelt, wurde als Gestaltungsziel sinnvollerweise ins Auge gefaßt: "Kalktrockenrasen mit randlichen und flächengliedernden Heckenstreifen". Pflege und dauerhafte Erhaltung der Trockenrasen soll sichergestellt werden durch extensive Beweidung mit Schafen auf der Basis eines landschaftspflegeorientierten Beweidungsvertrages. In einer vorlaufenden fünfjährigen Startphase soll die Ausgestaltung des angestrebten Landschaftsbildes erfolgen durch Neupflanzung von Hecken und Baumgruppen sowie Abmagerung der bisherigen nährstoffreichen Acker- bzw. Grünlandflächen (Mahd und Schnittgutexport).

Negativer Kritikpunkt an diesem Planungsbeispiel ist die unterschiedliche finanzielle Gewichtung von anfänglichen landschaftsgestaltenden Maßnahmen auf der einen und der langfristigen pflegenden Nutzung auf der anderen Seite: für die Neupflanzung von Bäumen und vor allem Hecken werden im Landschaftspflegerischen Begleitplan umfangreiche Geldmittel vorgesehen (ca. 0,7 Mio. DM); für die spätere naturschutzorientierte Beweidung ist dahingegen gar nichts veranschlagt. Sinnvoller wäre die umgekehrte finanzielle Gewichtung: für die pflegende Beweidung muß dem Schäfer alljährlich ein Beweidungszuschuß zugestanden werden, der die aus dieser Extensivnutzung resultierende geringe Einkommenshöhe ausgleicht; weiterhin muß für die Hecken ab dem 15. Jahr ihrer Begründung für pflegenden Rückschnitt alljährlich ein Geldbetrag zur Verfügung stehen. Demgegenüber kann auf das kostenträchtige gärtnerische Neuanpflanzen von Hecken am gegebenen Standort ohne ökologische Einbuße verzichtet werden: Sträucher siedeln sich hier selbsttätig im Rahmen der natürlichen Sukzession an, sobald auf der Fläche keine Nutzungs- oder Pflegeeingriffe mehr erfolgen. Es genügt, wenn die für das Heckenwachstum vorgesehenen Bereiche lediglich kenntlich gemacht, von weiteren Pflege- oder Weidegängen verschont und unbeeinflusst ihrer Sukzession überlassen werden.

Somit ergäbe sich im vorliegenden Beispiel ohne zusätzliche Gelderfordernis, lediglich durch Verzicht ^{auf} übertriebene Anfangsgestaltungen, bei gleichbleibender Mittelausstattung des Projektes, die Möglichkeit, naturschutzorientierte extensive Nutzung aufwandgerecht langfristig kapitalmäßig abzusichern. Voraussetzung ist die Schaffung eines finanzorganisatorischen Rahmens, der es ermöglicht, das punktuell anfallende Kapital der Ausgleichsmaßnahme umzuwandeln in einen relativ bescheidenen, dafür alljährlich und zeitlich unbegrenzt fließenden Geldstrom.

Die Stiftung als Organisationsrahmen für die sachgerechte Kapitalverwaltung bei naturschutzorientierter Landnutzung

Gefordert ist also, den aus der Ausgleichsmaßnahme erhobenen Betrag nicht sofort auszugeben, sondern ihn zunächst zu kapitalisieren und dann aus dem alljährlich fließenden Zinsertrag die für die Landschaftsgestaltung und die naturschützende Nutzung sich ergebenden Aufwendungen zu bestreiten.

Da öffentlichen Haushalten eine derartige Sonderverwaltung einzelner Etatposten mit Zweckzuordnung des Zinsertrages aus haushaltsrechtlichen Gründen verwehrt ist, muß diese Aufgabe einer nichtkommunalen kontoverwaltenden Stelle zugeführt werden, die zur kapitalgerechten Werterhaltung und Wertsteigerung der Gelder befugt und gleichzeitig zur zweckgebundenen Verwendung der Zinserträge verpflichtet ist. Einen geeigneten organisatorischen Rahmen hierfür bietet das Instrument der "Stiftung öffentlichen Rechts", für die durch landesgesetzliche Regelung festgelegt ist, "daß das Stiftungsvermögen von anderem Vermögen getrennt und die Erträge des Stiftungsvermögens ausschließlich für den Stiftungszweck zu verwenden sind" (Niedersächs. Stiftungsgesetz, § 6). Die Fragen der Rechtsgestaltung solcher Stiftungen sind in den Landesgesetzen bereits vorgegeben; individuell auszuformulieren ist die Stiftungssatzung mit dem konkreten Stiftungszweck und der Installierung der Stiftungsorgane. Hierbei kann eine Zusammenführung der verschiedenen in der Landnutzung und der Landschaftspflege engagierten Gruppen und Institutionen am "runden Tisch" des Stiftungsrates geschehen: Landwirte, Schafhalter, Naturschutzverbände, Jäger, Forst, die politische Gemeinde, die Untere Naturschutzbehörde. Das verwaltende Stiftungsorgan kann dann im Rahmen der Satzung und der aus dem Stiftungsvermögen jährlich sich ergebenden Zinserträge über die mit diesem Budget zu finanzierenden Gestaltungs- und Pflegemaßnahmen sachgemäß entscheiden.

Ein wichtiger Punkt innerhalb der Stiftungssatzung sollte die Verpflichtung sein, soweit irgend möglich die örtlich ansässigen Kräfte mit Nutzung und Pflegearbeiten zu beauftragen; neben Landwirten und Schäfern auch z.B. Maschinenringe, Feldmarkgenossenschaften, Arbeitsloseninitiativen, Behindertenwerkstätten. Dies befreit von der oft wenig erfreulichen Situation, daß bei öffentlicher Auftragsvergabe und damit vorgeschriebener überregionaler Ausschreibung der Zuschlag an ortsfremde Billigstanbieter geht, anstatt auf diesem Wege der örtlichen ländlichen Bevölkerung zusätzliche Erwerbs- und Existenzmöglichkeiten zu bieten. Landschaftspflege und naturschützende Landnutzung sollten zu allererst der ortsansässigen Bevölkerung zu Arbeitseinkommen verhelfen.

Auswirkungen von gegenwärtigen und absehbaren Nutzungsänderungen von Niedermoorstandorten auf Boden, Grundwasser und Pflanzenbestand

von

Weise, G.; Fechner, M.*

Typische Merkmale von Niedermooeren

Niedermooere bestehen aus Torfen, die durch einen Masseanteil von über 30 % organische Substanz gekennzeichnet sind und eine Mächtigkeit von über 30 cm aufweisen. Es handelt sich dabei um Torfe, die durch Verlandung von Seen, Wasserläufen und häufig überschwemmten Flächen in nährstoffreichem Wasser entstanden sind.

Durch Nutzung und Entwässerung verändern sich die Niedermooere. Diese Veränderung führt zu den Subtypen Norm-Niedermoor, Erd-Niedermoor, Mulm-Niedermoor (Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage, Hannover 1994).

Umfang und Zustand der Niedermooerflächen in Deutschland

Fast eine Million Hektar der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland sind Niedermooere. Schätzungsweise weitere 20-25 000 ha Niedermoor tragen Wald oder sind Unland. Die größten zusammenhängenden Niedermooergebiete sind in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Niedersachsen/Bremen, Bayern und Schleswig-Holstein/Hamburg.

Die merkantilistische Wirtschaftspolitik des 17. und 18. Jahrhunderts in Verbindung mit der Bevölkerungsexplosion der letzten 200 Jahre führten zur Moorkultivierung in großem Stil (SCHUCH 1974). So wurden zum Beispiel die Entwässerung des Donaumooses und des Großen Havelluches am Ende des 18. Jahrhunderts im wesentlichen abgeschlossen.

Die viele Jahrzehnte währende landwirtschaftliche Nutzung sowie Abtorfung und der meist mehrmalige Ausbau der Entwässerung bewirkten eine zunehmende Mineralisierung und Degradierung der landwirtschaftlich genutzten Niedermooerflächen sowie eine Reduzierung der Torfmächtigkeit. Eine stärkere Mineralisierung und Degradierung wurde ausgelöst mit dem weiteren Absenken der Grundwasserstände im Interesse der Niedermooerbewirtschaftung durch schwere Technik. Nach WOJAHN und SCHMIDT (1987) sowie SCHOLZ und SCHMIDT (1991) brachte eine zu intensive Entwässerung der Niedermooere das bekannte Phänomen der Bodendegradierung, charakterisiert durch Strukturschäden im Unterboden und durch die Vermüllung des Oberbodens. Die genannten Autoren schätzen ein, daß der sowohl im Ober- wie auch im Unterboden als degradiert einzustufende Bodentyp Mulm inzwischen etwa 20 % der Niedermooerfläche Ostdeutschlands umfaßt und bei Einbeziehung der Standorte, die erste Degradierungen im Unterboden aufweisen, sind etwa 60 % der Moorfläche als degradiert zu bezeichnen. Parallel der Degradierung zu Mulm erfolgte ein intensiver Torfabbau durch Mineralisierung mit der Freisetzung des bodenbürtigen Stickstoffs. Aus Lysimeteruntersuchungen

* Lehr- und Versuchsanstalt für Grünland und Futterwirtschaft Paulinenau e. V., 14641 Paulinenau

von MUNDEL (1976) leitet sich ab, daß bei den vorherrschenden Grundwasserständen von 0,5 bis 1,0 m jährlich 6 bis 12 t Torfsubstanz abgebaut werden, was bei einem mittleren N-Gehalt von 3 % einer Stickstofffreisetzung von 180 bis 360 kg N/ha/a entspricht. Dieser Wert korrigiert sich etwas nach unten, wenn man berücksichtigt, daß der Boden in den Lysimetern nicht aktiv verdichtet wurde, wie das in der Praxis durch Beweiden und Befahren geschieht.

Die Untersuchungen von MUNDEL belegen aber auch, daß jede Absenkung des Grundwassers unter die Mooroberfläche die Mineralisierung der organischen Substanz einsetzen läßt.

Gegenwärtige und absehbare Nutzungsänderungen von Niedermooren

Der Torfswund und die Degradierung der Niedermoore in der bisherigen Intensität sind zu reduzieren. Förderlich für diese Aufgabe ist die Überschusssituation bei Milch und Fleisch auf dem europäischen Agrarmarkt.

Die Anhebung der Grundwasserstände und die Vermeidung ihres übermäßigen Absinkens sind die entscheidenden Möglichkeiten zur Verringerung von Schwund und Degradierung der Niedermoore.

- Nur die weitgehende Überflutung und Rückführung in den Ausgangszustand (Sümpfe) gewährleistet eine Erhaltung bzw. Renaturierung der Niedermoore. Der begrenzte Wasservorrat schränkt diese Möglichkeit jedoch stark ein - abgesehen auch von ästhetischen und landeskulturellen Bedenken sowie dem Ausschluß der landwirtschaftlichen Nutzung.

Gravierend ist der hohe Wasserbedarf für die Renaturierung. Nach BEHRENDT (1996) wurden bei Lysimeterversuchen zur Niedermoorrenaturierung je nach Pflanzenbestand im Sommerhalbjahr Wasserbedarfswerte von 800 bis 1 800 mm ermittelt.

- Das längere Halten eines hohen Grundwasserstandes (über 0,4 m) auch in der Vegetationsperiode reduziert Moorschwund und -degradierung und gewährleistet einen artenreichen Grünlandbestand. Das erforderliche Wasserangebot und die sehr schlechte Verwertbarkeit der abzuermüdenden Biomasse durch die Landwirtschaft lassen diese Variante gleichfalls stark einschränken.
- Ein erhöhter Zusatzwasserbedarf besteht auch bei landwirtschaftlicher Nutzung mit Grundwasserständen nicht unter 0,8 m. Durch höheren Einstau läßt sich dieser Zusatzwasserbedarf verringern. Bei Flächen ohne unterirdischen Grundwasserstrom, i.b. bei tiefgründigen Niedermooren, setzt das den Einstau im Frühjahr auf Geländeniveau voraus. Damit verbunden sind Wachstumsverzögerungen und Bewirtschaftungerschwernisse.
- Ein positiver Effekt der extensiven landwirtschaftlichen Nutzung des Grünlandes auf Niedermoor hinsichtlich Verminderung von Moorschwund und -degradierung ist vorrangig dann gegeben, wenn keine Zusatzwasserzufuhr erfolgt und der sich infolge Ertragsrückgang geringere Wasserbedarf der Pflanzen auf den Grundwasserstand auswirkt.
- Eine natürliche Sukzession ohne Grundwasseranhebung durch Einstau und Zusatzwassereinspeisung ist aufgrund des erhöhten Nährstoffaustrages aus der auf der Fläche verbliebenen Biomasse kritisch einzuschätzen.

Ergebnisse zu Nutzungsänderungen mit Auswirkungen auf Boden, Grundwasser und Pflanzenbestand

Die landwirtschaftliche Nutzung der Niedermoore als extensiv bewirtschaftetes Grünland ist unter Abwägung aller Aspekte die den verschiedenen Anforderungen am besten gerecht werdende Nutzungsform. Zur Sicherung eines optimalen Ergebnisses sowohl für den Landwirt als auch hinsichtlich der Einhaltung ökologischer Parameter sollten insbesondere folgende Düngungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen mit ihren spezifischen Auswirkungen auf Boden, Grundwasser und Pflanzenbestand Beachtung finden:

- Bei extensiver Grünlandnutzung ohne **Stickstoffdüngung** kann die Stickstoffversorgung aus der Nettomineralisation im Moorboden abgesichert werden. (WATZKE 1995, WEISE, SCHELLER 1996).
- Die geringe Sorption von K-Ionen in organischen Böden im allgemeinen, besonders aber in kalkreichen Niedermoorböden (KUNTZE 1987) ist bei der **K-Düngung** zu beachten. Auf Grund seiner hohen Mobilität sollte Kalium auf Entzug gedüngt werden. Auch bei Bewirtschaftung des Grünlandes ohne N-Düngung ist zur Erhaltung gesunder, leistungsfähiger Pflanzenbestände, die den Stickstoff aus der Nettomineralisation des Niedermoores binden, eine K-Düngung erforderlich (WATZKE 1995).
- Auf bisher gut mit P versorgtem Niedermoorgrünland kann - besonders bei extensiver Nutzung - die **P-Düngung** ausgesetzt werden, weil der Boden ausreichend Phosphor für die Pflanzen nachliefert (WATZKE 1995). Die Nachlieferung ist damit begründet, daß im Gegensatz zum Kalium in Niedermoorböden (pH 5 ... 7) P akkumuliert werden kann und bei Bedarf durch die Pflanzen nutzbar ist (KUNTZE, LEISEN 1970).
Über welchen Zeitraum eine ausreichende Nachlieferung erfolgt, hängt in erster Linie vom angedüngten Bodenvorrat ab.
- Die Rücknahme der Intensität auf **Milchviehweiden** stellt wegen der hohen Ansprüche bezüglich Futterraufnahme und Milchleistung aus dem Weidefutter ein besonderes Problem dar. Bei angepaßtem Weide- und Herdenmanagement mit extensiver Bewirtschaftung (keine mineralische N-Düngung) und intensiver Nutzung (ausgewogene Übergangsfütterung, rechtzeitiger Auftrieb, rechtzeitige Nutzung der Folgeaufwüchse) sowie mit Bereitstellung von ausreichend Weidefläche und Fördermitteln ist eine akzeptable Weidehaltung von Milchvieh auf extensiv bewirtschaftetem Niedermoorgrünland möglich (PRIEBE u. a. 1994).
- Für die Nutzung des Grünlandes, das für die Versorgung der Milchkühe und Jungrinder nicht benötigt wird, gibt es zwei Möglichkeiten - Mähen und Abräumen der Biomasse oder **Beweidung** vorrangig mit **Mutterkühen**. Letztere Möglichkeit entspricht der eigentlichen Funktion des Grünlandes, Futter für Wiederkäuer zu liefern. Durch die Kombination von Weide und Mahd zur Sicherung des Winterfutters und durch eine regelmäßige Narbenpflege lassen sich eine bedarfsgerechte Futtermenge und Weidefutterqualität sichern (ZUBE u. a. 1996).
Die tiergebundene Grünlandextensivierung ist vielfach gekoppelt mit winterlicher Freilandhaltung. Besonders für Niedermoorgrünland ist dies verbunden mit dem Problem einer hohen punktuellen Belastung an Freß- und Liegeplätzen durch die tierischen Exkremate sowie einer Vernichtung der Grasnarbe (WEISE u. a. 1993, 1996). Die winterliche Stallhaltung bietet den sichersten Schutz vor diesen Belastungen.
- Nach Untersuchungen von BAECK (1995) zeigt die extensive Bewirtschaftung einen positiven **Einfluß auf den Artenreichtum der Grünlandbestände**. Hinzugekommen sind vor allem Arten der Frischwiesen, der Kriechpflanzen- und Trittrasen, der Feuchtwiesen und der Röhrichte. Auf

einigen Versuchstflächen haben sich im Land Brandenburg auch gefährdete Arten angesiedelt. Besonders vorteilhaft sind eine ein- oder zweimalige Mahd.

- Je höher der Grundwasserstand, umso größer ist die Evapotranspiration und damit der **Wasserverbrauch von Niedermoorflächen**, und umso geringer ist die anfallende Sickerwassermenge für die Grundwasserneubildung (BEHRENDT 1996). Das gilt besonders für renaturierte Moore mit torfbildendem Charakter, wo 600 bis 1000 mm Zusatzwasser pro Jahr bereitgestellt werden müßten, um einen ganzjährigen Überstau zu realisieren.
- Die Nutzungsänderung der Niedermooere in Richtung höherer Grundwasserstände, verminderter Düngung und weitgehender Ausschaltung von Umbrüchen reduziert den **Nitrateintrag in das Grundwasser** auf ein Minimum. Die Grenzwerte für Trinkwasser werden weit unterschritten (MUNDEL 1987).
- Mit sinkendem N-Angebot verringert sich die **Lachgas-Emission**. Bei extensiv bewirtschaftetem Grünland wird mit einer jährlichen N_2O -Emission von etwa 2 kg N_2O-N pro Hektar zu rechnen sein (AUGUSTIN 1996). Dieser Wert wird als tolerierbar eingeschätzt. Die starke Erhöhung der Methanemission auf vernäßigem Niedermoor bedarf weiterführender Untersuchungen.

Eine intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung und Nutzung der Niedermooere sollte sich vorrangig beschränken auf nicht vernäßbare, sandunterlagerte, degradierte Niedermooere (Mulm-Niedermooere) mit einer Torfmächtigkeit von kleiner als 5 dm.

Eine Bewirtschaftung des Niedermooergrünlandes mittels landespflegerischer Maßnahmen, in der Regel Mahd mit Abräumen, sollte vorrangig erfolgen, wenn die Flächen nicht beweidbar und schlecht befahrbar sind, der Grad der Vernässung bereits so stark ist, daß eine Bestandsumbildung hin zu wertlosen Futterpflanzen erfolgte, die Gestaltung des Landschaftsbildes diese Maßnahme erfordert sowie gewollte Pflanzengesellschaften durch Aushagerung zu erreichen und bestimmte Pflanzen- und Tierarten zu schützen sind.

Die Renaturierung zu Feuchtbiotopen ist besonders dort zu befürworten, wo eine ganzjährige Überflutung bzw. eine Anhebung des Grundwasserstandes über 0,4 m möglich ist und der Umfang sich auf kleine Teilflächen begrenzt. Nicht oder gering entwässerte, intakte Niedermooere (Norm-Niedermooere) sind zu erhalten.

Zusammenfassung/Schlußfolgerungen

Gegenwärtige und absehbare Nutzungsänderungen von Niedermooerstandorten konzentrieren sich auf die Anhebung des Grundwasserstandes, die Reduzierung des Mineraldüngereinsatzes und die Verminderung des Viehbesatzes. Die Schutzfunktion erhöht sich.

Als positive Auswirkungen sind die Verminderung der Torf-Mineralisierung, weitgehende Unterbindung der Moor-Degradierung, Ausschaltung von Nitrataträgern in das Grundwasser, Reduzierung der Lachgas-Emission und Erhöhung der Artenvielfalt bei den Pflanzenbeständen auf dem Grünland herauszustellen.

Der verbesserte Schutz der Niedermooere erfordert eine stärker differenzierte Bewirtschaftung und Nutzung als bisher.

Die Umsetzung der gegebenen Zielstellung sollte weitgehend im Rahmen der landwirtschaftlichen Nutzung der Niedermooere erfolgen.

Literatur liegt bei den Autoren vor.

M I T T E I L U N G E N

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

Referate

Sitzung der Kommission I

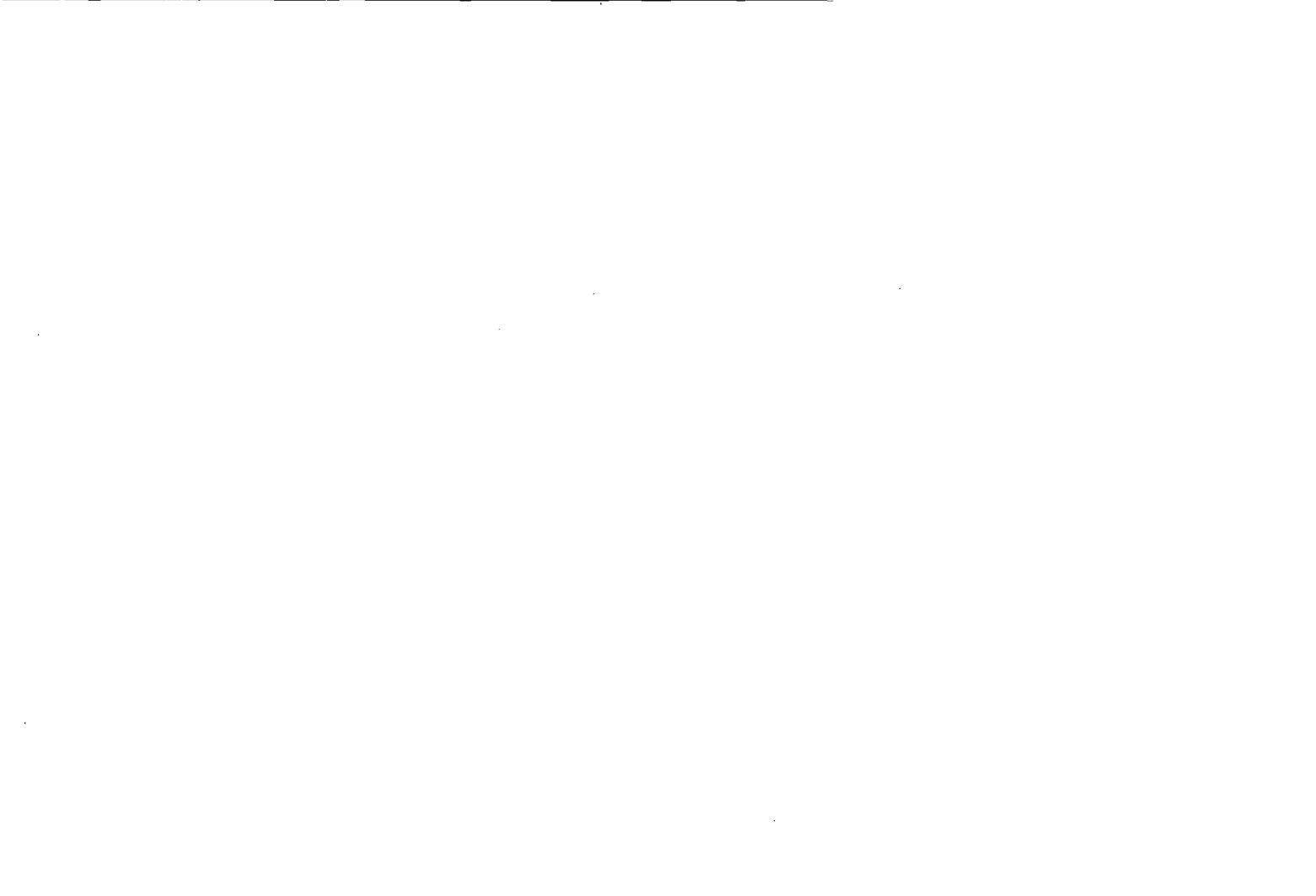
"Materialfunktion: ihre Bedeutung, Messung und Verifikation"

19. u. 20.09.1996

HOHENHEIM

Band 80

1996



Zur Bedeutung von Materialfunktionen

von

Roth, K.¹

Verständnis und Modellierung von natürlichen Systemen ist das zentrale Anliegen der Umweltwissenschaften und damit auch der Bodenwissenschaften. Erstes Ziel in diese Richtung ist das qualitative und anschliessend das quantitative Nachvollziehen von beobachteten Phänomenen. Nach dieser Erkundungs- und Validierungsphase muss die Vorhersage des Systemverhaltens folgen. Deren Wert ist auf der wissenschaftlichen Seite gegeben durch die Vorhersage von Phänomenen, die noch nicht erkannt sind oder noch nicht im Zusammenhang mit dem betrachteten System gesehen werden. Der Vergleich dieser vorhergesagten Phänomene mit der physischen Realität vertieft das Verständnis. Aus der Perspektive der Gesellschaft als Ganzes sind die Vorhersagen dringend benötigte Instrumente zum Umgang mit Umweltsystemen.

Grundlagen für das qualitative Verständnis einfacher physikalischer Prozesse in Böden wurde im vergangenen und zu Beginn dieses Jahrhunderts erarbeitet. Der wesentliche Schritt dazu war die Formulierung und experimentelle Verifikation von Flussgesetzen, beispielsweise durch *Fourier* [1822] für Wärme, *Fick* [1855] für Gas und *Darcy* [1856] und *Buckingham* [1907] für Wasser in porösen Materialien. Durch Einbinden dieser Gesetze in Erhaltungssätze für die entsprechenden Grössen ergab sich unmittelbar eine Formulierung für die Dynamik des Prozesses. Das allgemeine Prinzip und die Problematik wird im folgenden am Beispiel der Wasserbewegung durch einen ungesättigten, starren, isothermen Boden illustriert, sie können zwanglos auf andere Prozesse übertragen werden.

In den meisten Fällen wird die Dynamik der Luftphase vernachlässigt und der Wasserfluss als so langsam angenommen, dass Beschleunigungseffekte vernachlässigbar sind. In dieser Näherung wird die Dynamik der Wasserphase durch die Richardsgleichung beschrieben [*Richards*, 1931], beispielsweise in der Form

$$\partial_t \theta - \partial_z [K(\theta) [\partial_z \psi_m - \rho_w g]] = 0, \quad (1)$$

welche noch durch die Relationen $\theta(\psi_m)$ und $K(\theta)$ ergänzt werden muss. Diese Funktionen charakterisieren den konkret betrachteten Boden in Bezug auf Wasserfluss und werden daher als hydraulische Materialfunktionen bezeichnet. Im allgemeinen werden $\theta(\psi_m)$ und $K(\theta)$ in parametrisierter Form verwendet. Populäre Ansätze hierfür sind Mualem-van Genuchten [*van Genuchten*, 1980] und Burdine-Brooks-Corey [*Burdine*, 1953; *Brooks and Corey*, 1966]. Die resultierenden Gleichungen--(1) mit Relationen $\theta(\psi_m)$ und $K(\theta)$ --werden schliesslich für gegebene Anfangs- und Randbedingungen numerisch gelöst. Entsprechende Codes für ein- und mehrdimensionale Probleme sind verfügbar [z.B., *Šimůnek et al.*, 1994; *Gwo et al.*, 1994]. Damit ist das Ziel eines allgemeinen *qualitativen* Verständnisses erreicht.

Der wesentliche Schritt zum *quantitativen* Verständnis ist die experimentelle Bestimmung oder, sehr viel anspruchsvoller, die theoretische Vorhersage von $\theta(\psi_m)$ und $K(\theta)$. Erste Messungen wurden bereits zu Beginn dieses Jahrhunderts durchgeführt [*Buckingham*, 1907] und es war schnell klar, dass dies ein schwieriges und zeitintensives Unterfangen ist. Die Daten zeigten,

¹Universität Hohenheim (310), Fachgebiet Bodenphysik, 70593 Stuttgart (kurt@uni-hohenheim.de)

dass die hydraulischen Materialfunktionen komplizierte Objekte sind, die oft eine ausgeprägte Hysterese zeigen [Haines, 1930; Richards, 1931; Richards, 1938; Topp, 1969], und dass die Anwendung auf reale Situationen nicht trivial ist, beispielsweise wegen dynamischer Effekte [Vachaud et al., 1972] oder wegen Strukturen, die grösser sind als das Messvolumen. Die Ursachen für diese Schwierigkeiten können in zwei Klassen unterteilt werden: solche, die inhärent mit dem Ansatz der Materialfunktionen verbunden sind, und solche, die auf ein ungeeignetes makroskopisches Modell zurückgehen.

Zu den inhärenten Schwierigkeiten führt, dass für die Formulierung von (1) gewählt wurde:

- den Prozess auf einer bestimmten Skala zu betrachten, welche operationell durch das Messvolumen der verwendeten Instrumente bestimmt ist;
- die Wasserbewegung im Rahmen eines Kontinuumsansatzes zu beschreiben, d.h., das poröse Material zu ersetzen durch die kontinuierlichen Felder $\theta(\mathbf{x})$, $\psi_m(\mathbf{x})$ und $K(\theta, \mathbf{x})$;
- die gesamte Physik der subskaligen Prozesse durch einfache Funktionen zu repräsentieren, eben durch die Materialfunktionen.

Lösungen für diese Schwierigkeiten werden auf verschiedenen Linien gesucht. Sie reichen von verbesserter experimenteller Technik [Hopmans et al., 1992; Zurnühl, 1994] bis zu theoretischen Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Struktur des Porenraumes und hydraulischen Funktionen [Ferrand and Celia, 1992].

Ein ungeeignetes makroskopisches Modell liegt immer dann vor, wenn Annahmen, die zur Formulierung des Modells gemacht wurden, in der physischen Realität verletzt sind. Die daraus resultierende fundamentale Diskrepanz wird dann durch Modifikationen der Materialfunktionen zu kompensieren versucht. Wichtige Annahmen für die Formulierung von (1) sind beispielsweise:

- die Eigenschaften des Porenraumes (Form, Benetzbarkeit der Oberflächen,...) sind konstant oder hängen nur von θ und ψ_m ab;
- die Dynamik der Wasserphase ist nicht beeinflusst durch die Dynamik anderer Phasen;
- die Dynamik der Wasserphase ist nicht beeinflusst durch ihre chemische Zusammensetzung und Temperaturänderungen sind vernachlässigbar.

Es finden sich leicht Systeme, für welche diese Annahmen falsch sind:

- In tonreichen oder organischen Böden weist die Porenstruktur eine starke zeitliche Komponente auf.
- Nahe Wasser- oder nahe Luftsättigung wird eine Phase residual, d.h., hydraulisch nicht mehr zusammenhängend. Dies macht den Kontinuumsansatz unmöglich, da Flüsse in der Residualphase nicht mehr durch Gradienten in derselben Phase bestimmt sind [Corey, 1994]. Die Bedeutung von Residualphasen nimmt zu mit der Anzahl der Phasen im Porenraum. Sie bilden beispielsweise eines der wesentlichen Hindernisse bei der Sanierung von Böden, die mit organischen Reinphasen kontaminiert sind [Conrad et al., 1992].
- In versalzten Böden tritt Wasserfluss aufgrund von osmotischen Kräften auf und muss vom Fluss der Bodenlösung unterschieden werden. In Permafrostböden fliesst Wasser aufgrund seiner Dichteanomalie was zu Konvektionszellen führt [Gleason et al., 1986].

Die Lösungen dieser Schwierigkeiten liegt in der Formulierung eines geeigneten Modells für die makroskopischen Prozesse, welches beispielsweise die Luftphase [Di Pietro et al., 1994], organische Reinphasen [Kueper and Frind, 1991; Helmig et al., 1996], oder Wasser- [Döll, 1996] und Partikelflüsse unter anisothermen Bedingungen [Ray et al., 1983] berücksichtigt. Die Rolle von Materialfunktionen bei der Beschreibung solch komplexer Prozesse ist im allgemeinen noch dominanter als bei einem einfachen Prozess.

Mit den umfangreichen Feldexperimenten, welche ab den 70-er Jahren durchgeführt wurden, zeigte sich eine weitere Eigenschaft von hydraulischen Materialfunktionen: ihre grosse räumliche Variabilität [Nielsen et al., 1973], die einen hohen experimentellen Aufwand bedingt um ein gegebenes Feld zu beschreiben. Die Wege, die erkundet werden, um ihn zu reduzieren reichen

von der Skalierung der Daten [Warrick and Nielsen, 1977] über die Skalierung der Richardsgleichung [Sposito and Jury, 1990] bis zu Regressionsbeziehungen zwischen einfach messbaren Größen und hydraulischen Materialfunktion [Wösten et al., 1995]. Parallel werden alternative experimentelle Techniken wie Radar [Kung and Lu, 1993] oder Widerstandstomographie [Daily et al., 1992] verfolgt und mit numerischen Simulationen wird der Übergang zu effektiven Parametern auf der nächst größeren Skala untersucht [Roth, 1995].

Dieser kurze Überblick, der in wesentlichen Aspekten auch auf andere Prozesse übertragen werden kann, zeigt, dass sich die Bodenphysik an der Schwelle zum *quantitativen* Verständnis einfacher Prozesse befindet, diese aber noch nicht wirklich hinter sich hat, und dass dabei Materialfunktionen eine zentrale Rolle spielen. Trotz des Arsenal von Schwierigkeiten, die zutage getreten sind, ist klar, dass wichtige Prozesse bereits jetzt mit hinreichender Genauigkeit verstanden sind, beispielsweise die Wasserbewegung in einem mässig feuchten Boden aufgrund von mässigen Niederschlägen. Erhebliche Defizite, und damit Herausforderungen, gibt es dagegen beim qualitativen Verständnis komplexer Prozesse, beispielsweise bei echtem Mehrphasentransport, bei gekoppelten Prozessen, etwa Wasserfluss-Bodenstruktur, oder bei der Kopplung Atmosphäre-Biosphäre-Pedosphäre über Wasser- und Energieflüsse.

Dank: Die hier skizzierten Gedanken wurden geschliffen in Diskussionen mit Dr. K. Hammel und Dr. H.-J. Vogel.

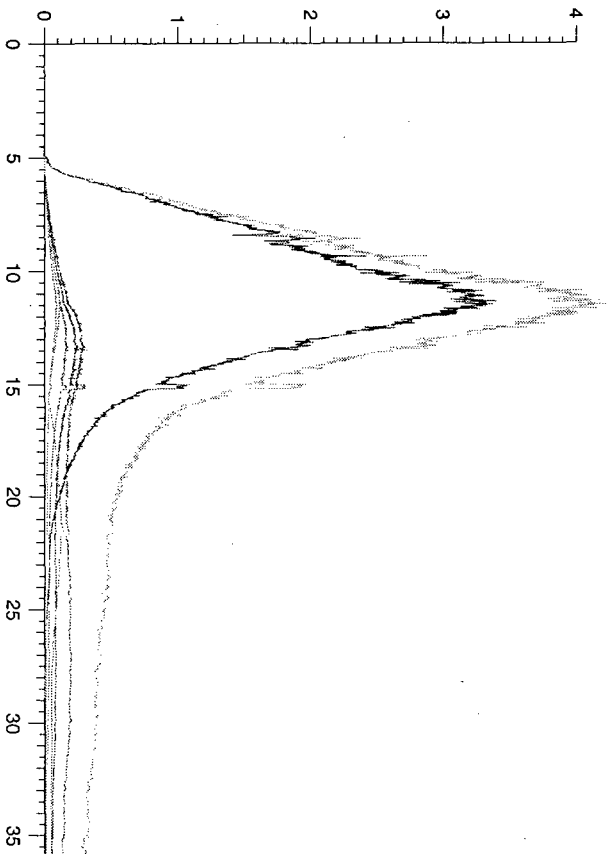
Notation

g	Erdbeschleunigung (9.81 m s^{-2})	$K(\theta)$	hydraulische Leitfähigkeitsfunktion [$\text{M}^{-1}\text{L}^3\text{T}$]
ψ_m	Matrixpotential [$\text{ML}^{-1}\text{T}^{-2}$]	ρ_w	spezifische Dichte von Wasser [ML^{-3}]
θ	volumetrischer Wassergehalt	∂_t, ∂_z	partielle Ableitung nach t , bzw. z

Referenzen

- Brooks, R. H. and A. T. Corey, 1966: Properties of porous media affecting fluid flow, *J. Irrigation and Drainage Div., Proc. Am. Soc. Civil Eng. (IR2)*, **92**, 61-88.
- Buckingham, E., 1907: Studies on the movement of soil moisture, Bulletin 38, U.S. Department of Agriculture, Bureau of Soils, Washington, DC.
- Burdine, N. T., 1953: Relative permeability calculations from pore-size distribution data, *Petr. Trans., Am. Inst. Mining Metall. Eng.* **198**, 71-77.
- Conrad, S. H., J. L. Wilson, W. R. Mason and W. J. Peplinski, 1992: Visualization of residual organic liquid trapped in aquifers. *Water Resour. Res.* **92**, 467-478.
- Corey, A. T., 1994: *Mechanics of Immiscible Fluids in Porous Media*, Water Resources Publications, P. O. Box 260026, Highlands Ranch, CO 80126, third edition.
- Daily, W., A. Ramirez, D. LaBrecque and J. Nitao, 1992: Electrical resistivity tomography of vadose water movement, *Water Resour. Res.*, **28**, 1429-1442.
- Darcy, H., 1856: *Les Fontaines de la Ville de Dijon*, Dalmont, Paris.
- Di Pietro, L. B., A. Melayah and S. Zaleski, 1994: Modeling water infiltration in unsaturated porous media by interacting lattice gas-cellular automata. *Water Resour. Res.* **30**, 2785-2792.
- Döll, P., 1996, Modeling of moisture movement under the influence of temperature gradients: Desiccation of mineral liners below landfills. *Bodenökologie und Bodengenese*, Heft 20, Fachgebiet Bodenkunde, TU Berlin.
- Ferrand, L. A. and M. A. Celia, 1992: The effect of heterogeneity on the drainage capillary pressure-saturation relation, *Water Resour. Res.* **28**, 859-870.
- Fick, A., 1855: Über Diffusion. *Poggendorff's Annalen der Physik*, **94**, 59-86.
- Fourier, J. B. J., 1822: *Théorie Analytique de la Chaleur*, Firmin Didot Père et Fils, Paris.
- Gleason, K. J., W. B. Krantz, N. Caine, J. H. George and R. D. Gunn, 1986: Geometrical aspects of sorted patterned ground in recurrently frozen soil. *Science*, **232**, 216-220.

- Gwo, J. P., P. M. Jardine, G. T. Yeh and G. V. Wilson, 1994: MURF user's guide: A finite element model of multiple-pore-region flow through variably saturated subsurface media, Environmental Science Division Publication 4346, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN 37831-6285.
- Haines, W. B., 1930: Studies in the physical properties of soils: V. The hysteresis effect in capillary properties and the modes of moisture distribution associated therewith, *J. Agric. Sci.*, **20**, 97-116.
- Helmig, R., M. Emmert and H. Sheta, 1996: Problems and issues of constitutive relationships needed for accurate modelling of multiphase flow in heterogeneous porous media, in *Groundwater and Subsurface Remediation*, edited by H. Kobus, B. Barczewski, and H.-P. Koschitzky, Environmental Engineering Series, 245-264, Springer Verlag.
- Hopmans, J. W., T. Vogel and P. D. Koblik, 1992: X-ray tomography of soil water distribution in one-step outflow experiments, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **56**, 355-362.
- Kueper, B. H. and E. O. Frind, 1991: Two-phase flow in heterogeneous porous media: 1. Model development, *Water Resour. Res.*, **27**, 1049-1057.
- Kung, K.-J. S. and Z. B. Lu, 1993: Using ground-penetrating radar to detect layers of discontinuous dielectric constant, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **57**, 335-340.
- Nielsen, D. R., J. W. Biggar and K. T. Erh, 1973: Spatial variability of field-measured soil-water properties, *Hilgardia*, **42**, 215-259.
- Ray, R. J., W. B. Krantz, T. N. Caine and R. D. Gunn, 1983: A model for sorted patterned-ground regularity, *J. Glaciol.*, **29**, 317-337.
- Richards, L. A., 1931: Capillary conduction of liquids through porous mediums, *Physics*, **1**, 318-333.
- Richards, S. J., 1938: Soil moisture content calculations from capillary tension records, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **3**, 57-64.
- Roth, K., 1995: Steady state flow in an unsaturated, two-dimensional, macroscopically homogeneous Miller-similar medium, *Water Resour. Res.*, **31**, 2127-2140.
- Šimůnek, J., T. Vogel and M. T. van Genuchten, 1994: The SWMS2D code for simulating water flow and solute transport in two-dimensional variably saturated media. Research Report 132, U.S. Salinity Laboratory, USDA/ARS, Riverside, CA.
- Sposito, G. and W. A. Jury, 1990: Miller similtude and generalized scaling analysis, in *Scaling in Soil Physics: Principles and Applications*, edited by D. Hillel and D. E. Elrick, SSSA Special Publication Number 25, 13-22, Soil Science Society of America, Madison, WI.
- Topp, G. C., 1969: Soil-water hysteresis measured in a sandy loam and compared with the hysteretic domain model, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **33**, 645-651.
- Vachaud, G., M. Vauclin and M. Wakil, 1972: A study of the uniqueness of the soil moisture characteristic during desorption by vertical drainage, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **36**, 531-532.
- van Genuchten, M. T., 1980: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **44**, 892-898.
- Warrick, A. W. G. J. M. and D. R. Nielsen, 1977: Scaling field-measured soil hydraulic properties using a similar media concept, *Water Resour. Res.*, **13**, 335-362.
- Wösten, J. H. M., P. A. Finke and M. J. W. Jansen, 1995: Comparison of class and continuous pedotransfer functions to generate soil hydraulic characteristics, *Geoderma*, **66**, 227-237.
- Zurmühl, T., 1994: Validierung konvektiv-dispersiver Modelle zur Berechnung des instationären Stofftransports in ungestörten Bodensäulen, Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 36.





Einsatz von TDR bei der Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit zweier Böden in Abhängigkeit von Wassergehalt, Ionenzusammensetzung und Ionenkonzentration

von

Plagge, R.

Zur Quantifizierung von Wasser- und Stoffflüssen in ungesättigten Feldböden müssen die zur Beschreibung des Ionentransportes notwendigen Parameter gemessen werden. Zur Zeit erfordert dies die Anwendung mehrerer unterschiedlicher Meßmethoden. Da diese Messungen nicht an der gleichen Position vorgenommen werden können, bzw. die gemessenen Bodenvolumina unterschiedlich groß sind, lassen sich die Ergebnisse nur bedingt zur Validierung von Modellen verwendet. Zur Beprobung der Bodenlösung werden in der Regel Saugkerzen eingesetzt, wobei die Lösung anschließend im chemischen Labor hinsichtlich ihrer Ionenzusammensetzung quantitativ analysiert wird. Auf die Problematik der Entnahme von Bodenlösung sei in diesem Zusammenhang hingewiesen (Grossmann & Udluft 1991). Da eine häufige aufeinanderfolgende Entnahme von Bodenlösung nicht möglich ist, sind Untersuchungen unter instationären Bedingungen in ungesättigten Böden nicht uneingeschränkt möglich. Ferner ist eine Beprobung bei Wasserspannungen > 500 hPa nicht möglich, sodaß der trockene Bereich nicht Meßbar ist. Soll der räumlichen Variabilität der Ionenkonzentration Rechnung getragen werden, ist eine hohe Meßdichte erforderlich, was Laborkapazitäten bindet und hohe Kosten verursacht.

Seit kurzem wird die TDR-Technik zur Beschreibung des Ionentransportes in Durchbruchexperimenten eingesetzt (Kachanoski et al. 1992, Nadler et al. 1991). TDR ermöglicht dabei eine schnelle und simultane Bestimmung von Wassergehalt und elektrischer Leitfähigkeit des Bodens, wobei das Meßvolumen beider Messungen identisch ist. Damit besitzt die Methode eine besondere Eignung zur Untersuchung der räumlichen Variabilität heterogener Böden. Die TDR-Technologie weist somit das Potential auf, theoretische Fließ- und Transportmodelle zu eichen und zu überprüfen. In wieweit die elektrische Leitfähigkeit unterschiedlicher Böden abhängig von Wassergehalt, Ionenkonzentration und Ionenzusammensetzung ist, soll hier dargestellt werden.

1. Kalibrierung

Bei der vorliegenden Untersuchung wird ein Nadelpuls TDR-Gerät (Easy Test ltd.) eingesetzt. Verwendet werden 53 mm und 100 mm lange Zweistabelektroden mit 6mm Stababstand und 0.8 mm Stabdurchmesser. Detaillierte Informationen über die verwendete TDR-Technik können den Arbeiten von Plagge et al. (1993) und Malicki et al. (1989) entnommen werden. Zur universellen Übertragung der Ergebnisse auf andere TDR-Systeme wird es erforderlich Gerät und Sonden individuell zu kalibrieren.

Zur Ableitung der physikalischen Kenngröße Dielektrizitätskonstante (ϵ), werden Pulsverweilzeitmessungen in unterschiedlichen Flüssigkeiten mit bekanntem Dielektrikum, Benzol ($\epsilon \approx 2.3$) und Wasser ($\epsilon \approx 80$) durchgeführt. Da die Meßgröße Verweilzeit linear proportional zur Wurzel der Dielektrizitätskonstante ist, wird lediglich eine 2-Punkteichung notwendig.

Zur Ableitung der physikalischen Kenngröße elektrische Leitfähigkeit (σ) werden Messungen in Flüssigkeiten mit bekannter elektrischer Leitfähigkeit durchgeführt. Dazu sind wässrige Lösungen von KCl und CaCl₂ in unterschiedlichen Ionenkonzentrationen hergestellt und ihre elektrische Leitfähigkeit mit einer

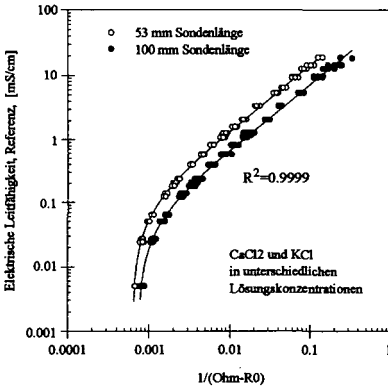


Abb. 1: Elektrische Leitfähigkeit der Referenzmessung versus korrigierter TDR-Meßwert $1/(Ohm-R_0)$

zwischen den unterschiedlichen Elektroden bestehen, sodaß zumindest jeder Sondentyp eine eigene Eichkurve benötigt. Die gefundenen Beziehungen sind linear und signifikant abgesichert. Bei Einsatz individueller Eichfunktionen für jede Sonde beträgt das Bestimmtheitsmaß praktisch $R^2=1$.

2 Modellierung

Zur Beschreibung der elektrischen Leitfähigkeit des Bodens wird analog dem "refractive index"-Modell ein gemischtes elektrisches Leitfähigkeitsmodell eingesetzt. Dabei wird angenommen, daß der mit TDR gemessene σ_{TDR} -Wert eines Bodens sich aus der elektrischen Leitfähigkeit des Bodenwassers (σ_w) und der Bodenmatrix (σ_s), sowie ihren Volumenfraktionen (θ) und (bd/pd) zusammensetzt. Da nach Rhoades & van Schilfgaarde (1976) σ_w abhängig vom volumetrischen Wassergehalt (θ) und der Porenraumgeometrie des Bodens ist, wird in einem zweiten Modellansatz der Einfluß der Porenraumgeometrie in Form eines empirisch ermittelten Transmissionskoeffizienten (T) zusätzlich berücksichtigt.

$$\text{Modell 1} \quad \sqrt{\sigma_{TDR}} = \theta * \sqrt{\sigma_w} + \frac{bd}{pd} * \sqrt{\sigma_s} \quad (3)$$

$$\text{Modell 2} \quad \sqrt{\sigma_{TDR}} = \theta * \sqrt{\sigma_w} * T + \frac{bd}{pd} * \sqrt{\sigma_s} \quad \text{mit} \quad T = A + B * \theta \quad (4)$$

wobei die Parameter A und B durch lineare Regression ermittelt werden.

3 Eichuntersuchungen

Zur Eichung werden die lufttrockenen Bodenproben in einen Mischbehälter gefüllt und mit Hilfe eines Wasserzerstäubers angefeuchtet und anschließend homogenisiert. Als Flüssigkeiten werden dabei wässrige Lösungen mit unterschiedlichen Ionenarten und -konzentrationen verwendet. Das befeuchtete Bodenmaterial wird bei jeder Feuchtstufe in drei Meßzylinder gefüllt, wobei der Boden unterschiedlich stark verdichtet wird. Lösungszugabe, Mischung und Probenentnahme werden mehrfach wiederholt, bis schließlich die feste Matrix vollständig mit der gewünschten Lösung aufgesättigt ist. An den Meßzylindern

Referenzelektrode (σ_{ref}) gemessen worden. Anschließend erfolgte die TDR Messung, wobei die gemessene Korrelationsgröße bei dem verwendeten TDR-System der Sondenwiderstand (Ohm) ist. Um den Blindwiderstand (R_0) der jeweiligen Sonde bereinigt, ergibt sich die elektrische Leitfähigkeit der Sonde aus ihrem Reziprok mit $1/(Ohm-R_0)$.

$$EC_{ref(53mm)} = -0.066 * 142.09 * \frac{1}{Ohm - R_0} \quad (1)$$

$$EC_{ref(100mm)} = -0.052 * 71.48 * \frac{1}{Ohm - R_0} \quad (2)$$

Die Übertragung auf die elektrische Leitfähigkeit der Referenzmessung erfolgt durch Anpassung linearer Funktionen und sind in Abbildung 1 dargestellt. Dabei zeigt sich, daß Unterschiede

dem werden anschließend die Dielektrizitätskonstante und die elektrische Leitfähigkeit mit 5 TDR-Sonden gemessen und Wassergehalt und Lagerungsdichte thermogravimetrisch ermittelt. Die TDR-Werte werden zur weiteren Datenverrechnung arithmetisch gemittelt. Der vorliegende Eichdatensatz enthält die folgenden Versuchsvarianten Ionenart: KCl, CaCl₂, K₂ SO₄, CaSO₄; Ionenkonzentration: 0.001, 0.005, 0.01, 0.05, 0.1 [mol/l]; Wassergehalt: trocken bis naß in 9 Stufen und die Lagerungsdichte: 1.3 bis 1.75 [g/cm³]. Einer Eichserie für jede Ionenart liegen somit ein Datenumfang von n=135 unabhängigen Wiederholungen der Parameter σ_{TDR} , ϵ , θ , σ_w und b eines jeden Bodens zugrunde.

4 Ergebnisse und Schlußbetrachtung

Wie die Eichuntersuchungen an zwei Sandböden ergeben haben, wird die Dielektrizitätskonstante des

Bodens kaum durch unterschiedliche Ionenkonzentrationen und -arten beeinflusst. Bei Anpassung einer individuellen Eichfunktion, $\theta=f(\epsilon, bd)$, können die Bodenwassergehalte mit einem Standardfehler von 0.01 bestimmt werden.

In wieweit die elektrische Leitfähigkeit eines Bodens von Wassergehalt, Ionenkonzentration und Ionenzusammensetzung beeinflusst wird, zeigen die nachfolgenden Abbildungen. Mit steigendem Wassergehalt und Ionenkonzentration nimmt die Quadratwurzel der elektrische Leitfähigkeit des Bodens annähernd proportional zu. Jedoch steigt mit zunehmenden Wassergehalten der Einfluß der Porenraumgeometrie auf die elektrische Leitfähigkeitsmessung zu, was sich in einem nichtlinearen Anstieg der σ_{TDR} -Werte widerspiegelt (Abbildung 2 und 3).

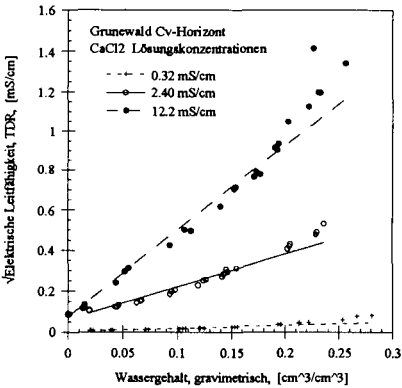


Abb. 2: Wurzel der elektrische Leitfähigkeit aus der TDR-Messung bei unterschiedlichen Lösungskonzentrationen und Wassergehalten.

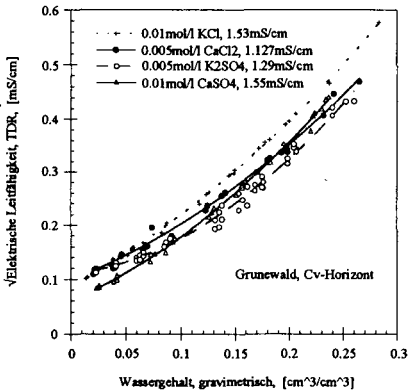


Abb. 3: Wurzel der elektrische Leitfähigkeit aus der TDR-Messung bei unterschiedlichen Ionenarten und Wassergehalten.

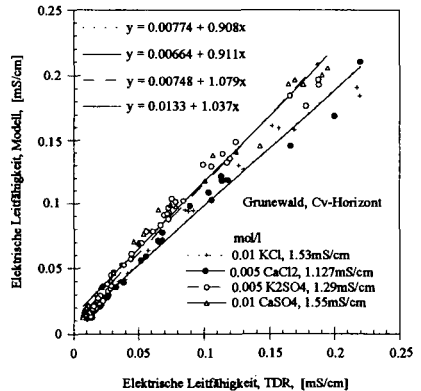


Abb. 4: Vorhersage der elektrischen Leitfähigkeit mit Modell 2 im Vergleich mit der σ_{TDR} -Messung ($\sigma_s=0.0238$ mS/cm, A=0.853, B=1.686).

Den Einfluß unterschiedlicher Ionenarten bei einer vergleichbaren elektrischen Leitfähigkeit der Lösung verdeutlichen die Abbildung 3 und 4. Aufgrund der komplexen Wirkungen zwischen Wassergehalt, Lagerungsdichte und Ionenkonzentration auf σ_{TDR} lassen sich hier keine eindeutigen Zusammenhänge visuell erkennen. Erst im Vergleich der mit Modell 2 vorhergesagten σ_{TDR} -Werte zeigt Abbildung 4, daß Unterschiede im elektrischen Verhalten hinsichtlich der Anionenart (Cl^- und SO_4^{2-}) bestehen.

Das zur Beschreibung der elektrischen Leitfähigkeit von Böden entwickelte gemischt elektrische Leitfähigkeitsmodell ist in der Lage die gemessenen σ_{TDR} -Werte zu erklären. Als Maß für die Güte der elektrischen Leitfähigkeitsvorhersage dient der Standardfehler der Schätzung (SE). Er beträgt 0.12 für den Grunewald Boden und 0.032 für den Sand aus Nudersdorf. Durch die Verwendung des Transmissionskoeffizienten (T) kann der Standardfehler der Schätzung auf 0.075 bzw. 0.013 reduziert werden. Die logarithmische Darstellung von Abbildung 5 verdeutlicht die Güte der Vorhersage auch bei geringen Wassergehalten. Die lineare Darstellungsweise von Abbildung 6 verdeutlicht die Unterschiede zwischen Modell 1 und 2 insbesondere bei hohen elektrischen Leitfähigkeiten und Wassergehalten.

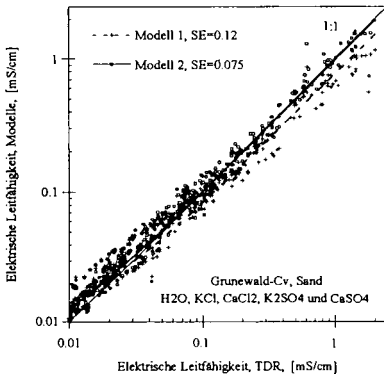


Abb. 5: Vorhersage der elektrischen Leitfähigkeit mit den Modellen 1 und 2 im Vergleich mit der σ_{TDR} -Messung für den Grunewald Cv-Horizont ($\sigma_s=0.0238$ mS/cm, $A=0.853$, $B=1.686$).

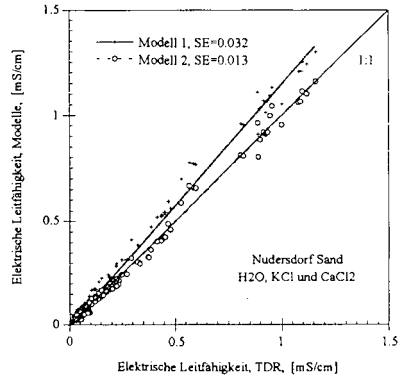


Abb. 6: Vorhersage der elektrischen Leitfähigkeit mit den Modellen 1 und 2 im Vergleich mit der σ_{TDR} -Messung für den Nudersdorf C-Horizont ($\sigma_s=0.0798$ mS/cm, $A=0.74$, $B=0.80$).

Literatur

- Grossmann, J. & P. Udluft, 1991: The extraction of soil water by the suction-cup method: A review. *Journal of Soil Science*, **42**, 83-93.
- Kachanoski, R.G., E. Pringle & A.L. Ward, 1992: Field measurements of solute travel times using Time Domain Reflectometry. *Soil Sci. Soc. A. J.*, **56**, 47-52.
- Malicki, M.A. & W.M. Skierucha 1989: A manually controlled TDR-soil moisture meter operating with 300ps rise-time needle puls. *Irrigation Sci.*, **10**, 103-109.
- Nadler, A., S. Dasberg & I. Lapid, 1991: Time Domain Reflectometry measurements of water content and electrical conductivity of layered soil columns. *Soil Sci. Soc. A. J.*, **55**, 938-943.
- Plagge, R., C.H. Roth & M. Renger, 1994: Kontinuierliche Messungen des Bodenwassergehaltes im Feld und Labor mittels der Time Domain Reflectometry (TDR). DFG-Abschlußbericht, 133pp.
- Rhoades, J.D. & J. van Schilfgaarde, 1976: An electrical conductivity probe for determining soil salinity. *Soil Sci. Soc. A. J.*, **40**, 647-651.

Eignung von FDR- und TDR- Sonden zur Erfassung der Bodenfeuchte in Kippsubstraten mit erhöhter elektrischer Leitfähigkeit

von

Scherzer, J.; Schaaf, W.; Hüttl, R.F.*

Die *in-situ*-Bestimmung des Wassergehalts von Böden erfolgt heute in der Regel über die Messung der Dielektrizitätskonstanten. In der Praxis haben sich vor allem Systeme durchgesetzt, die nach dem Time-Domain-Reflectometry (TDR)-Prinzip (Topp et al. 1980) arbeiten. Hierbei wird die Laufzeit eines hochfrequenten elektromagnetischen Impulses durch ein Bodenvolumen gemessen. Über Möglichkeiten und Grenzen des Verfahrens existieren bereits zahlreiche Veröffentlichungen. Einen Überblick gibt z.B. Stacheder (1996).

Auch bei der Frequency-Domain-Response (FDR)-Technik (Smith-Rose 1933) wird der Wassergehalt indirekt über die Dielektrizitätskonstante bestimmt. Meßgröße ist hierbei allerdings der Scheinwiderstand des Bodens. Aufgrund von technischen Problemen wurden FDR-Sonden in der Bodenphysik bisher kaum eingesetzt. Seit Ende 1995 sind allerdings neuartige FDR-Sonden (DeltaT 1995) auf dem Markt erhältlich. Erste Tests (Miller and Gaskin 1996) weisen darauf hin, daß die Ergebnisse mit herkömmlichen TDRs vergleichbar sind. Die FDRs erlauben zudem im Vergleich zu TDRs deutlich höhere zeitliche Auflösungen der Meßwerte.

Probleme treten bei beiden Meßprinzipien durch erhöhte elektrische Leitfähigkeiten der Bodenlösung auf, da diese sowohl die Laufzeit elektromagnetischer Wellen als auch die Widerstandsmessung beeinflussen. Um diese Störung weitgehend auszuschließen, arbeiten beide Verfahren mit hochfrequenten Wechselströmen (TDR: >300MHz, FDR: 100 MHz) und sind somit für Leitfähigkeitsbereiche von 0 - 9 mS/cm (TDR, Stacheder 1996) bzw. 0 - 1 mS/cm (FDR, DeltaT 1995) einsetzbar.

Nach Herstellerangaben liegt die Genauigkeit standardkalibrierter FDR-Sonden bei ± 5 % Wassergehalt (TDR: ± 2 %). Es wird daher empfohlen, für Messungen mit höherem Genauigkeitsanspruch (± 2 %) substratspezifische zwei-Punkt-Kalibrierungen der FDR-Sonden vorzunehmen.

Tabelle 1: Charakterisierung der Substrate

Name	Substrat	Lagerungsdichte [g/cm ³]	C _{org} [%]	Sulfat in Bodenlösung [mg/l]	elektrische Leitfähigkeit [mS/cm]
„Seeblick“	oj-S	1,6	0,1 - 1,6	60 - 700	0,3 - 2,0
„Weißagker Berg“	oj-(x)S	1,45	0,5 - 2,3	1500 - 28000	2,5 - 10,8
„Bärenbrücker Höhe“	oj-xIS	1,2	1,7 - 7,2	5000 - 25000	1,1 - 20,3

*Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, BTU Cottbus, D-03046 Cottbus

Hier sollen Ergebnisse von Laboruntersuchungen vorgestellt werden, welche die Einsatzmöglichkeiten von TDR- und FDR-Sonden in einem quartären (kohlefreien) und zwei tertiären (kohle- und pyrithaltigen) Kippsanden des Niederlausitzer Braunkohlereviere untersuchen.

Diese Substrate weisen, bedingt durch Pyritverwitterung, hohe Sulfatgehalte und elektrische Leitfähigkeiten auf (Tabelle 1) und lassen sich bis in den stark salinen Bereich einordnen.

Vorgehen

Die getrockneten Substrate wurden mit entsprechenden Mengen deionisierten Wassers vermischt, bei natürlicher Lagerungsdichte in PE - Behältnisse eingebaut und sowohl mit TDR- (TRIME MUX6, P2Z, Fa. IMKO) als auch mit FDR-Sonden (ML1, Fa. DeltaT) bestückt. Nach jeder Messung wurde gravimetrisch der Wassergehalt bestimmt, das Substrat durchmischt und die Sonden neu eingebaut. Die einzelnen Meßpunkte sind jeweils Mittelwerte und Standardabweichungen aus 18 Messungen (2 Sonden · 3 Messungen · 3 unabhängige Wiederholungen).

Die Millivolt-Signale der Sonden wurden über die vom Hersteller empfohlene Standardkalibrierung (TDR: Linearkonversion, FDR: Polynom 5. Grades) in volumetrische Wassergehalte umgerechnet. Für die FDR-Sonden wurden zusätzlich eine substratspezifische Kalibrierung und eine Kalibrierung für organische Böden (nur Bärenbrücker Höhe) durchgeführt.

Zur Beurteilung der Abweichungen der Einzelmessungen vom Sollwert wurde der mittlere Fehler bestimmt:

$$m = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\Theta_{\text{grav.}} - \Theta_{\text{Sonde}})^2}{n - 1}}$$

Ergebnisse

In Abb. 1 sind die Meßwerte der Sonden gegen die gravimetrisch bestimmten volumetrischen Wassergehalte aufgetragen.

Das Signal der TDR-Sonden stimmt bei Wassergehalten von <30% in allen drei Substraten sehr gut mit dem gravimetrisch bestimmten Wassergehalt überein. In den relativ dicht lagernden Substraten Seeblick und Weißagker Berg (Tab. 1) ist damit bereits Wassersättigung erreicht. Im Substrat Bärenbrücker Höhe allerdings steigt das SONDENSIGNAL bei höheren Wassergehalten deutlich stärker als der gravimetrisch bestimmte Wassergehalt.

Dies bestätigt die Beobachtungen von Stacheder (1996), der diesen Effekt ebenfalls bei hohen elektrischen Leitfähigkeiten und hohen Wassergehalten beobachtete. Er erklärt dies mit einer zunehmenden Dämpfung der Amplitude des Meßimpulses, was zu meßtechnischen Probleme im Auswertalgorithmus führt.

Die Meßwerte der FDR-Sonden zeigen bei Wassergehalten von <30% einen annähernd linearen Verlauf, liegen aber in der Regel jeweils höher als die gravimetrisch bestimmten Wassergehalte. Im Substrat Bärenbrücker Höhe flacht das SONDENSIGNAL bei höheren Wassergehalten sehr stark ab und wird nahezu insensitiv gegenüber weiterer Wasserzugabe. Eine befriedigende Erklärung für dieses Verhalten der Sonde konnte bisher noch nicht gefunden werden (Miller, MLUR/Aberdeen, mündl. Mitteilung).

Da der Standort Bärenbrücker Höhe hohe Gehalte an organischem Kohlenstoff aufweist, wurde zusätzlich eine Kalibrierung für organische Böden durchgeführt. Diese liefert jedoch sehr unbefriedigende Resultate (Abbildung 1, Tabelle 2).

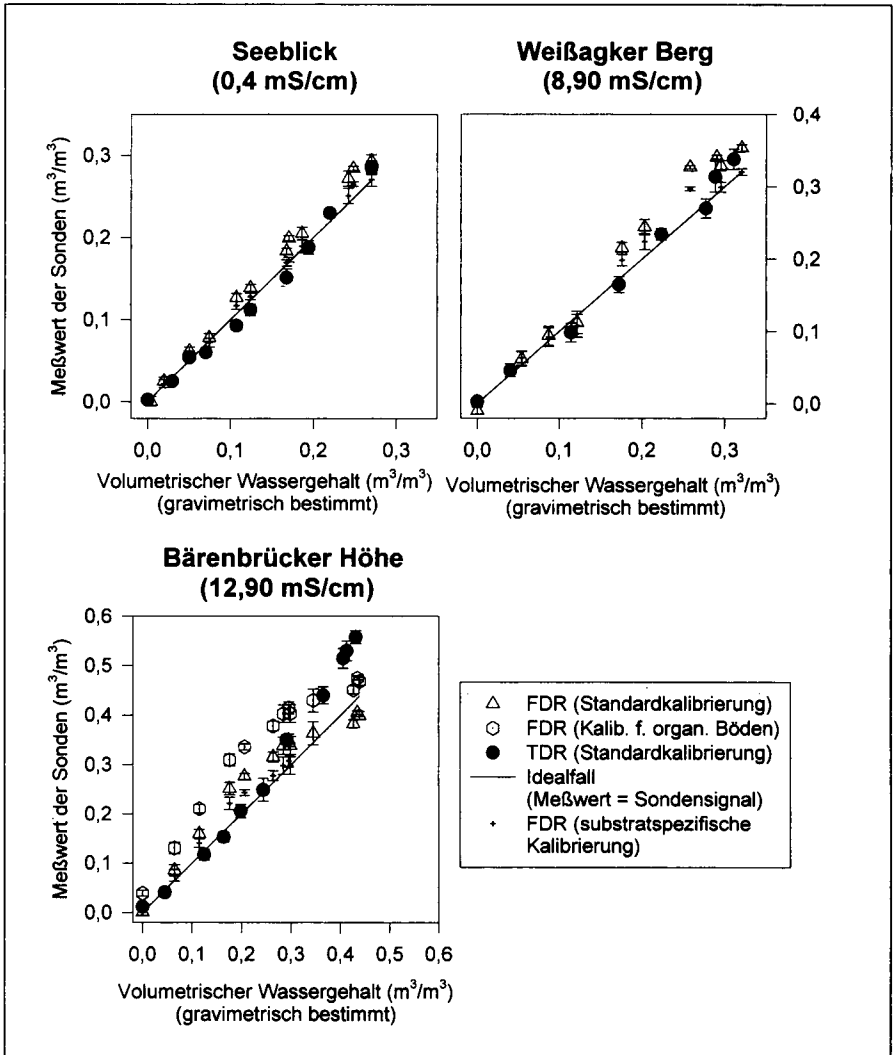


Abbildung 1: Vergleich der Meßwerte von FDR- und TDR-Sonden mit gravimetrisch bestimmten Wassergehalten. Für „Bärenbrücker Höhe“ ist zusätzlich eine Kalibrierung für organische Böden dargestellt

Tabelle 2 macht deutlich, daß bei Wassergehalten von $< 30\%$ und Standardkalibrierung die TDR-Sonden genauere Meßwerte als die FDR-Sonden liefern. Durch substratspezifische Eichung der FDR lassen sich allerdings vergleichbare Genauigkeiten erzielen.

Die beobachtete Nichtlinearität sowohl der FDR- als auch der TDR-Sonden bei hohen Wassergehalten im Substrat Bärenbrück läßt sich durch die üblichen zwei-Punkt-Kalibrierungen nicht beheben (Tabelle 2), da hierbei das ursprüngliche Kalibrierungspolynom nur verschoben wird.

Selbst durch individuelle Kalibrierungen, basierend auf einer Vielzahl von Meßpunkten, läßt sich dieses Problem möglicherweise nicht in den Griff bekommen, da die elektrischen Leitfähigkeiten

dieser Böden im Jahresverlauf sehr stark schwanken (Faß, BTU Cottbus, mündl. Mitteilung) und eine allgemein gültige Kalibrierung erschweren.

Tabelle 2: Mittlere Fehler der Einzelmessungen [m^3/m^3]

Substrat	Wassergehalt [m^3/m^3]	TDR (Standard)	FDR (Standard)	FDR (substratspez.)	FDR (Organ. Böden)
„Seeblick“	0 - 27	0,0111	0,0213	0,0072	-
„Weißagker Berg“	0 - 30	0,0165	0,0381	0,0181	-
„Bärenbrücker Höhe“	0 - 30	0,0258	0,0540	0,0244	0,1131
„Bärenbrücker Höhe“	0 - 44	0,0718	0,0483	0,0680	0,0969

Schlußfolgerungen

- Die Toleranzgrenzen der Hersteller für standardkalibrierte Sonden werden sowohl von den TDR- als auch den FDR-Sonden eingehalten.
- Bei Standardkalibrierung liefern TDR-Sonden in den untersuchten Substraten genauere Meßwerte des volumetrischen Wassergehalts als FDR-Sonden.
- Substratspezifisch kalibrierte FDR- erreichen die Genauigkeit von TDR-Sonden.
- Für Wassergehalte von < 30 Vol.% sind beide Sondentypen auch bei höheren elektrischen Leitfähigkeiten einsetzbar, als nach Herstellerangaben zulässig sind.
- Die Kalibrierung beider Sondentypen für hohe Wassergehalte (> 30 Vol %) bei hohen elektrischen Leitfähigkeiten dürfte sich in der Praxis als schwierig erweisen, da das SONDENSIGNAL in hohem Maße unlinear wird.

Dank

Herrn Faß, Herrn Wilden und Frau Neumann, BTU Cottbus, für die Überlassung von Daten zur Charakterisierung der Substrate.

Literatur

- Delta-T Devices LTD (1995): ThetaProbe - Soil Moisture Sensor Type ML1 - User Manual: Cambridge.
- Miller, J.D., Gaskin, G.J. (1996): The development and application of the ThetaProbe soil water sensor: MLURI Technical Note; Maculay Land Use Research Institute, Aberdeen.
- Smith-Rose, R.L.(1933): The electrical properties of soils for alternating currents at radio frequencies: Proc.R.Soc.London, Bd. 140.
- Stacheder, M. (1996): Die Time Domain Reflectometry in der Geotechnik: Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe, Bd.40.
- Topp, G.C., Davis, J.L. Annan. A.P. (1980): Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines: Water Resources Research. 16. 574 - 582.

Einfluß der Partikelladung auf den k_f -Wert eines sedimentierten Tons

von

Bachmann, J.; Buhrke, A.; Fischer, W.R.⁺

Einleitung

Umbildungsprozesse des Bodengefüges durch Quellen oder Schrumpfen beeinflussen viele chemische, physikalische und biologische Prozesse in Böden. Im technischen Bereich ist z.B. die Gefährdung von Atmosphäre und Grundwasser durch Abfalldeponien und Altlasten nur dann zu minimieren, wenn mineralische Abdichtungssysteme langfristig wirksam bleiben. Quellfähige Tone reagieren mit Bestandteilen des Sickerwassers und verändern ihr Gefüge (CHOROM & RENGASAMY, 1995). Ein wichtiger Parameter, der dieses Verhalten kennzeichnet und bestimmt, ist die Oberflächenladung der Tonpartikel, die je nach Vorzeichen und Größe zur Dispergierung oder Aggregation führen kann. Wenn auch die theoretischen Hintergründe noch nicht ganz geklärt sind und die Anwendung auf Bodenkolloide auf wenige Beispiele beschränkt ist, liefert das Verfahren doch bodenchemisch interpretierbare Ergebnisse (WEIS et al. 1989, FISCHER 1993).

Die quantitative Bestimmung der Oberflächenladung ist neuerdings durch die elektrokinetische Messung des Strömungspotentials bei gleichzeitiger Titration mit ladungsneutralisierenden Polyelektrolyten möglich. Aus dem Titrationsmittelverbrauch wird die "äußere" Oberflächenladung berechnet. Mit der vorliegenden Arbeit soll begonnen werden, physikochemische Parameter der Partikeloberfläche mit makroskopischen physikalischen Bodeneigenschaften zu verknüpfen -beispielhaft dargestellt am k_f -Wert eines sedimentierten Tons. Die Oberflächenladung eines Tons wird dabei quantitativ bestimmt und vor dem Perkolationsversuch durch Sorption organischer und anorganischer Kationen definiert verändert.

Material und Methoden

Ein Unterkreideton (Lokalität Asel / Hildesheim, Tab.1) wurde wie folgt behandelt und untersucht:

Tab.1:
Charakterisierung des verwendeten Tons.

Ton Asel		Korngrößen- verteilung [μm]	Anteil [%]
CaCO ₂ [%]	3,07	< 2 (T)	49,83
ges. C [%]	0,65	2 - 6,3 (fU)	14,65
org. C [%]	0,28	6,3 - 20 (mU)	18,17
KAK _{eff} [mmol _c /100g]	19,5	20 - 63 (gU)	12,73
pH	7,7	63 - 200 (fS)	2,67
		200 - 630 (mS)	1,57
		630 - 2000 (gS)	0,38

⁺ Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str.2, 30419 Hannover

1. Entkalkung mit konz. HCl.
2. Definierte Belegung des Tons mit anorganischen (Ca, Na) und organischen (Modellsubstanz HDPY {Hexadecylpyridinium}) Kationen.
3. Quantitative Bestimmung der Oberflächenladung mit einem Partikelladungsdetektor (MÜTEC, PCD02) und gleichzeitige Titration mit einem Polyelektrolyten (z.B. Poly-DADMAC {Poly-Diallyl-dimethyl-ammonium-chlorid}).
4. Sedimentation des Tons im Perkulationsgefäß.
5. Messung der Perkulationsrate und Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit im gesättigten Zustand.

Die Auswertungsprinzip zeigt Abb.1. Das Meßsignal U^* ist ein elektrokinetisches Potential, daß den Ladungsnullpunkt des Zeta-Potentials kennzeichnet und den Endpunkt der Titration beim Wert Null anzeigt. Die Oberflächenladung q wird direkt aus dem Verbrauch des Titrationsmittels bis Ladungsnullpunkt mit der Gleichung:

$$q = V \cdot C \cdot 1000 / W \text{ [mmol}_e\text{/kg]} \text{ (Gl. 1)}$$

berechnet. In Gl.1 ist V das Volumen des verbrauchten Titrationsmittels [ml], C die Normalität der Lösung [eq/l] und W der Feststoffgehalt der Suspension [g].

Die Abb.1 zeigt weiter, daß es bei der Adsorption von Kationen unterschiedlicher Wertigkeit zu einer deutlichen Abnahme des Stömungspotentials im Vergleich des 2- wertigen Calciums gegenüber dem Natrium belegten Ton kommt. Im Fall einer Überbelegung mit organischen Kationen (150 % der KAK) wechselt das Strömungspotential das Vorzeichen. Quantifizierende Aussagen zur Oberflächenladung der Partikel werden erst durch die Umrechnung in Ladungsäquivalente möglich.

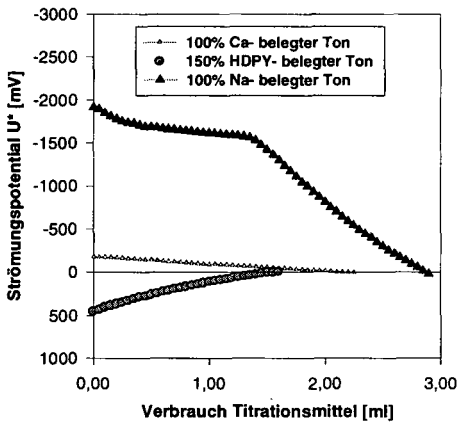
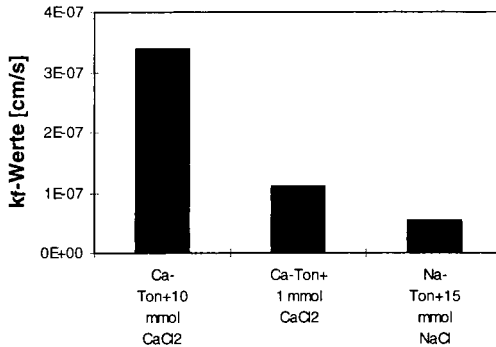


Abb.1: Titrationsverläufe des mit organischen oder anorganischen Kationen belegten Tons in Elektrolytkonzentrationen gleicher Ionenstärke.

Ergebnisse und Diskussion

Mit zunehmender Elektrolytkonzentration (Beispiel Ca-Ton) nimmt die Oberflächenladung ab. Abstoßende Kräfte zwischen den Partikeln nehmen gemäß der DLVO- Theorie ab, gleichzeitig verstärkt sich wegen der geringeren Doppelschichtdicke der Anteil anziehender van der Waals-Kräfte. Bei der Belegung des Tons mit Natriumionen zeigt sich bei annähernd gleicher Ionenstärke der Perkulationslösung (10 mmol CaCl₂ oder 15 mmol NaCl) eine deutlich höhere Oberflächenladung als bei Ca-Belegung. Entsprechend der abnehmenden Oberflächenladung nimmt der k_f -Wert zu (Abb. 2).



Oberflächenladung [mmol _c /kg]	-18	-38	-53

Abb. 2: k_f -Werte und Oberflächenladung eines Tons bei unterschiedlicher Kationenbelegung und in Abhängigkeit von der perkolierten Elektrolytlösung.

Ein vergleichbares Verhalten zeigt der Ton auch bei der Sorption des organischen Kations HDPY. Hier verringert sich mit steigender HDPY-Belegung die negative Oberflächenladung, die Perkulationsrate erhöht sich. Nach Erreichen des Ladungsnullpunktes erfolgt -im Unterschied zu anorganischen Kationen - ein Ladungsumschlag in den positiven Bereich und die Perkulationsrate verringert sich bei betragsmäßig höherer Ladung wieder (Abb. 3 A und 3B). Der k_f -Wert durchläuft im Bereich des Ladungsnullpunktes ein Maximum. Wie bei den anorganischen Kationen hat eine geringere Oberflächenladung verstärkte Aggregation und Erhöhung des k_f - Wertes zur Folge. Bei hoher negativer Oberflächenladung kommt es zu einer verstärkten Abstoßung zwischen den Tonpartikeln und damit zur Dispergierung. Im Bereich betragsmäßig geringer Oberflächenladung steigt dann die Aggregation an. Dieses Verhalten gilt vornehmlich für anorganisch belegten Ton, während bei organischer Belegung vor allem im Bereich zunehmender Beladung der Tonpartikel auch hydrophobe Wechselwirkungen eine Rolle spielen können. Die Gefügebildung ist demnach bei anorganisch oder organisch belegtem Ton nur bedingt vergleichbar.

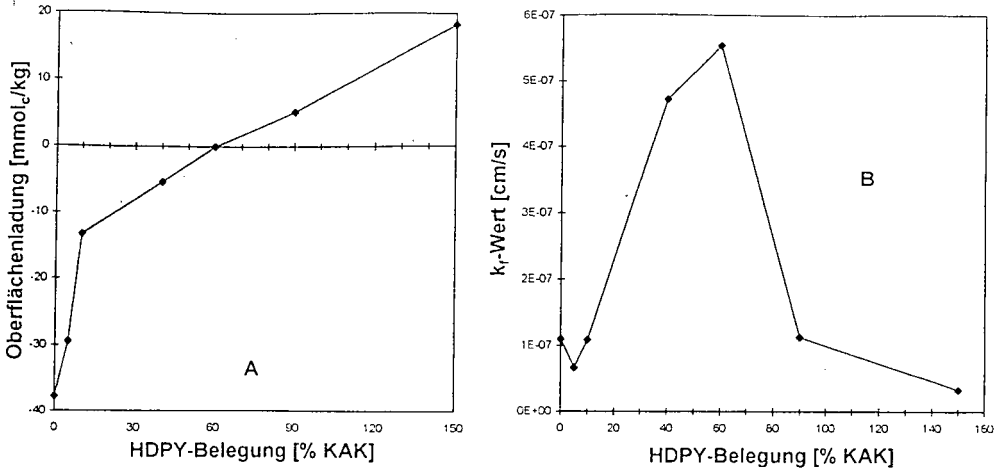


Abb. 3: Titrierbare Oberflächenladung (A) und k_f -Wert (B) einer sedimentierten Tonschicht als Funktion der in unterschiedlicher Menge sorbierten HDPY-Kationen.

Während bei der Adsorption anorganischer Kationen Aggregierungsvorgänge auf der Komprimierung der diffusen Doppelschicht der Tonminerale beruhen, sind bei organisch belegtem Ton wahrscheinlich auch hydrophobe Wechselwirkungen von Bedeutung. Das Mikrogefüge von aggregiertem Ca- und HDPY-Ton (150% KAK) zeigt bei röntgenmikroskopischen Aufnahmen verschiedene Aggregatformen, deren hydraulische Wirksamkeit in Hinblick auf Tortuosität und Beschaffenheit der Porenwände noch unklar sind.

Fazit:

- Durch die Bestimmung der titrierbaren Oberflächenladung steht ein quantitativer Parameter zur Beschreibung der physiko-chemischen Beschaffenheit der Tonmineraloberfläche zur Verfügung. Sie stellt einen physikalischen Bezug zwischen Veränderung der Bodenlösung und Reaktion der Partikeloberfläche her.
- Der Meßwert ist reproduzierbar und das Verfahren auf nahezu alle Böden anwendbar.
- Erste Ergebnisse deuten an, daß vor allem im Bereich des Ladungsnullpunktes der Bereich größter Sensitivität hinsichtlich der Beeinflussung physikalischer Eigenschaften liegt.

Literatur

- CHOROM, M., RENGASAMY, P. (1995): Dispersion and zeta potential of pure clays as related to net particle charge under varying pH, electrolyte concentration and cation type. *Europ. J. of Soil Sci.* **46**, 657-665.
- FISCHER W.R. (1993): Veränderung der Ladung organischer und anorganischer Bodenpartikel durch Schwermetallkomplexierung. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **72**, 339-343.
- WEIS M., VALERA F.S., FRIMMEL F.H. (1989): Streaming current detection for determination of metal complexation capacities of aquatic humic substances. *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.* **22**, 253-257.

Dependence of unsaturated flow and transport properties on the solute surface tension -Laboratory experiments and modeling

von

Dury, O.; Schulin, R.*

This work is part of the multidisciplinary project: "Transport of Organic Pollutants in Unsaturated Soils - an Integral Approach" (OPUS-IA). It focuses on the physicochemical effects of dissolved organic compounds on flow and transport processes, characterised in the laboratory on artificial and simplified experimental model systems.

The distribution of the aqueous and gaseous phase determines the transport of chemicals in the underground. The equilibrium distribution of the fluid phases depends on factors such as the pore size distribution of the soil, the interfacial tensions between phases (solid, aqueous, and gaseous) as well as the wetting history (hysteresis effects). Multiphase transport models for the vadose zone commonly assume that the interfacial tensions between phases are constant. However, even trace concentrations of some dissolved organic compounds can significantly alter the surface tension of aqueous solutions and their contact angle on solid surfaces. Our hypothesis was that the presence of dissolved organic compounds in concentrations as they occur under field conditions in spills can significantly change the flow and transport characteristics of a soil.

The dependence of one dimensionnal unsaturated flow and transport properties on the solute surface tension was quantified by laboratory experiments under steady state conditions. The porous medium is a well defined, homogeneous quartz sand with grain sizes in the range from 0.08 mm to 1.2 mm. Butanol was chosen as model compound because it causes large changes in the surface tension of water, already at small concentrations. The constitutive relationships between wetting fluid saturation and capillary pressure as well as between wetting fluid saturation and relative air permeability of the sand packing were measured for water and solutions of 2 % and 6 % (by weight) of butanol. An increase in the butanol concentration led to a lowering of the capillary fringe, to a decrease of the hysteresis effect and to a decrease of the hydraulic conductivity at a given fluid saturation.

*) Soil Protection Group, Institute of Terrestrial Ecology (ITÖ), ETH Zürich (CH)

These effects could be described using the Mualem-van Genuchten model when the changes in the soil solution surface tension, density and viscosity were taken into account. Whereas the drainage branches of the retention curves could be satisfactory scaled according to Leverett's function (ie: using the surface tension ratio) (Figure 1, left), the imbibition curves did not scale in relation to surface tensions (Figure 1, right). The hydraulic conductivity curves for the three solutions could be measured using the unit gradient technique and could be further scaled according to the density/absolute viscosity ratio, so as to determine the experimental permeability curve of the sand packing (Figure 2). The emergence of the gas permeability curves was independent of the butanol concentration (Figure 3) for drainage processes and occurred at wetting fluid saturation of about 51% for drainage (Figure 4) and between 64% and 74% for imbibition. The emergence point of the air permeability measurements were highly dependent on the dimensions of the column. These data sets will be further used to describe systems under transient conditions, such as the progressive pollution of a fluctuating water table.

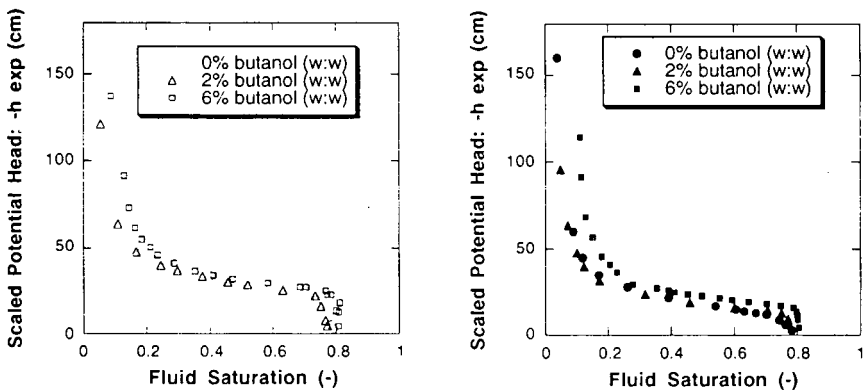


Figure 1: Experimental drainage (left) and imbibition (right) retention curves obtained using water as well as 2% and 6% butanol solutions (by weight) as wetting fluid. Potential heads are scaled according to the respective surface tension ratio.

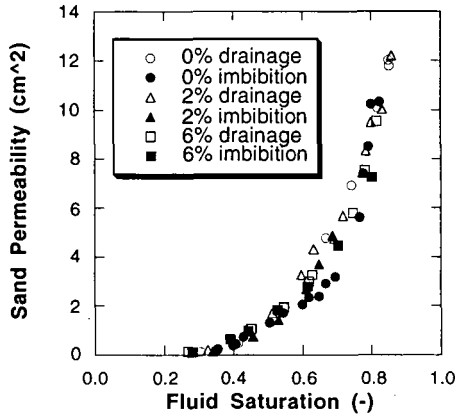


Figure 2: Sand permeability curve measured using water as well as 2% and 6% butanol solutions (by weight) as wetting fluid. Experiments were performed under unit gradient conditions. The resulting hydraulic conductivity curves were scaled according to the density/absolute-viscosity ratio of the respective solutions.

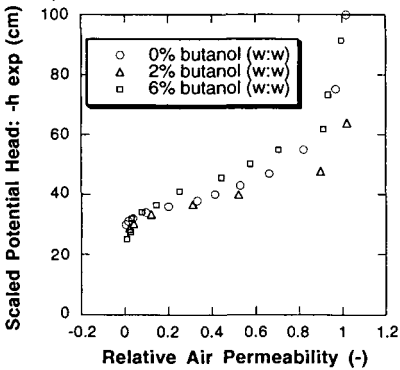


Figure 3: Experimental drainage relative air conductivity using water as well as 2% and 6% butanol solutions (by weight) as wetting fluid. Potential heads were scaled according to the wetting phase surface tension ratio.

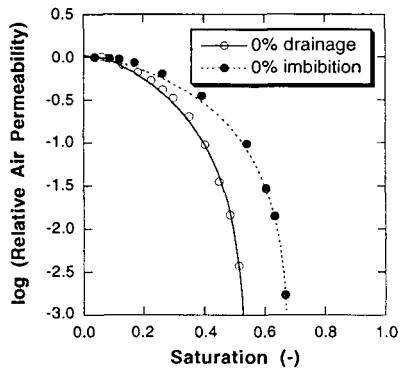
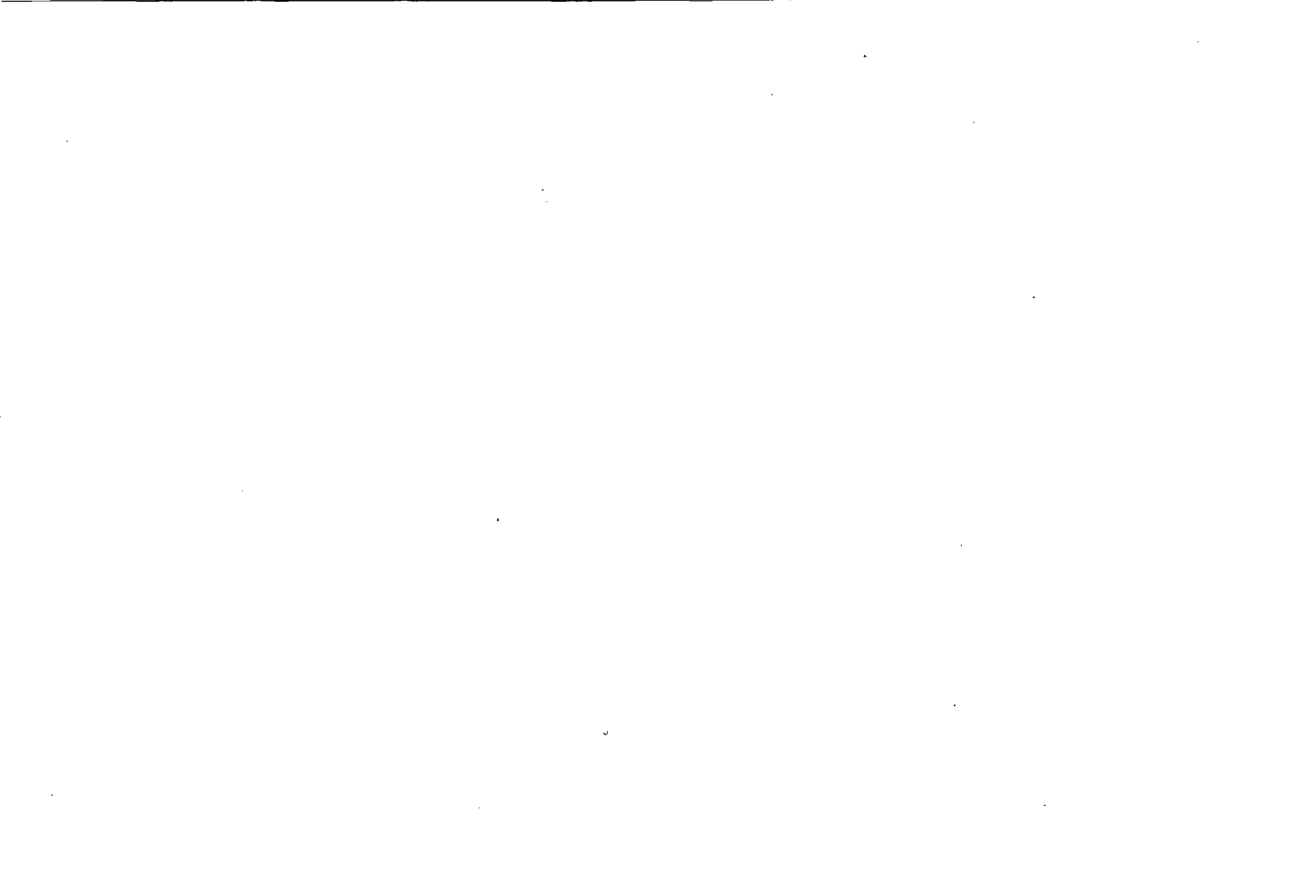


Figure 4: Experimental and modeled drainage and imbibition relationships between saturation and relative air permeability, using water as wetting fluid.



Die Kontinuität des Porenraumes in Abhängigkeit der Porengröße - eine morphologische Materialfunktion

von

Vogel, H.J.¹

Mit Hilfe von Serienschritten durch imprägnierte Bodenproben wird die 3-dimensionale Struktur des Porenraumes rekonstruiert. Sie wird durch die morphologische Porengrößenverteilung und eine Konnektivitätsfunktion quantitativ beschrieben. Letztere charakterisiert die Vernetzung des Porenraumes in Abhängigkeit des kleinsten betrachteten Porendurchmessers. Die Methoden werden vorgestellt und am Beispiel eines Ah Horizontes demonstriert.

EINLEITUNG

Die Geometrie des Porenraumes ist verantwortlich für die Phänomenologie von Transportprozessen in Böden. Neben dem Porenvolumen und seiner Verteilung auf verschiedene Porengrößen ist die Topologie des Porenraumes eine wesentliche geometrische Eigenschaft, sie beschreibt die räumliche Vernetzung der Poren.

Zur quantitativen Strukturbeschreibung in Böden werden fast ausschließlich 2-dimensionale Schnitte verwendet. Die Erfassung topologischer Merkmale erfordert jedoch eine 3-dimensionale Betrachtung. Auch die morphologische Charakterisierung der Porengröße ist bei Kenntnis der 3-dimensionalen Realität frei von stark einschränkenden Annahmen über Form und Isotropie der Poren.

Im Folgenden sollen die Methoden zur Bestimmung der morphologischen Porengrößenverteilung und der räumlichen Vernetzung des Porenraumes vorgestellt werden. Sie führen zu einer Konnektivitätsfunktion, welche die räumliche Vernetzung des Porenraumes in Abhängigkeit der Porengröße beschreibt und als morphologische Materialfunktion betrachtet wird.

MATERIAL UND PRÄPARATION

Aus dem Ah Horizont einer Terra fusca wurden 4 ungestörte Proben entnommen und mit einem Polyesterharz imprägniert. Mit einer Präzisions Schleifmaschine wurde aus jeder Probe eine Serie von 20 parallelen, vertikalen Schnitten im Abstand von 40 μm hergestellt. Diese Serienschritte wurden mit einer digitalen Kamera aufgenommen. Mit Verfahren der digitalen Bildverarbeitung wurden Binärbilder von Porenraum und Festsubstanz hergestellt. Der Bildausschnitt für die Serienschritte betrug ca. 20 \times 13 mm bei einer Auflösung von 13 μm /Pixel. Aus den Schnittserien läßt sich die räumliche Struktur rekonstruieren. Das resultierende 3-dimensionale Datenset bestand aus 1524 \times 1011 \times 20 Volumenelementen (Voxel) mit einer Größe von 13 \times 13 \times 40 μm . Eine 3D Rekonstruktion eines sehr kleinen Ausschnittes daraus zeigt Abb. 1, eine detaillierte Beschreibung des gesamten Verfahrens geben *Vogel and Kretzschmar* [1996].

¹Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff Straße 27, 70593 Stuttgart
email: hjvogel@uni-hohenheim.de

MORPHOLOGISCHE PORENGRÖSSENVERTEILUNG

Eine intuitive Definition für die Größe einer Pore an einem Punkt innerhalb des Porenraumes ist:

Der Durchmesser der größten Kugel welche diesen Punkt beinhaltet und dabei vollständig innerhalb des Porenraumes liegt.

Diese Definition liegt prinzipiell dem hier angewandten Verfahren, der "Opening-size distribution", zugrunde. Das "Opening" beruht auf den beiden grundlegenden Operatoren der mathematischen Morphologie, der Erosion und der Dilatation [Serra, 1982]: Der digitalisierte Porenraum wird mit einem kugelförmigen Strukturelement zunächst erodiert, das heißt es werden alle Porenvoxel gelöscht, deren Abstand zum Porenrand kleiner als der Radius des Strukturelementes ist – der Porenraum schrumpft. Anschließend folgt der umgekehrte Prozess, die Dilatation (Erosion der Festsubstanz). Damit wird die ursprüngliche Struktur wieder hergestellt mit Ausnahme solcher Bereiche, die "kleiner" sind als der Kugeldurchmesser. Mit der Anwendung verschiedener Kugeldurchmesser können damit Poren unterschiedlicher Größe herausgefiltert werden. Es wurden Kugeldurchmesser von 40, 66, 92, 118, 144, 170 und 196 μm angewandt. Nach jedem "Opening" kann das Porenvolumen bestimmt werden, was unmittelbar auf eine morphologische Porengrößenverteilung führt. Das Resultat eines "Opening" der Struktur in Abb. 1 mit einem Kugeldurchmesser von 118 μm zeigt Abb. 2.

Die wesentlichen Vorteile dieses Verfahrens sind (i), der Porenraum kann als Kontinuum betrachtet werden und nicht als Summe diskreter Einheiten (einzelne, abgeschlossene Poren) und (ii), die mit kugelförmigen Strukturelementen erhaltene Porengrößenverteilung entspricht sehr gut der Verteilung von effektiven Fließquerschnitten innerhalb des Porenraumes.

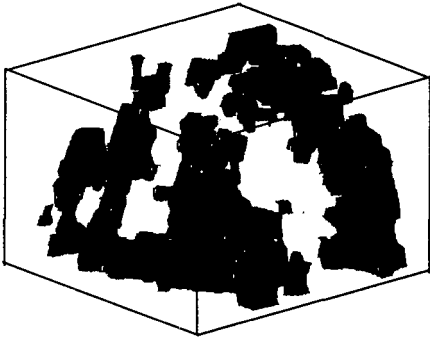


Abb. 1: 3D-Rekonstruktion des Porenraumes (Poren $> 66 \mu\text{m}$) aus einem kleinen Ausschnitt ($1.3 \times 1.3 \times 0.7 \text{ mm}$) der Serienschritte.

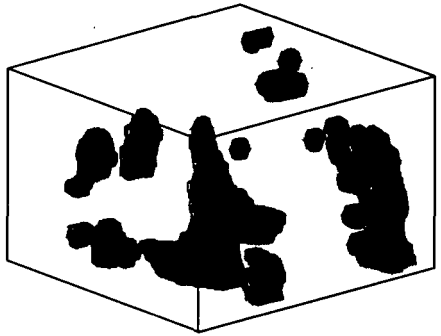


Abb. 2: Porenstruktur aus Abb. 1 nach "Opening" mit einem kugelförmigen Strukturelement mit 118 μm Durchmesser. Alle kleineren Poren wurden dadurch herausgefiltert.

TOPOLOGIE

Die geometrische Topologie des Porenraumes beschreibt die Intensität seiner Vernetzung. Die wesentlichen Größen dabei sind:

- N_V , die Anzahl isolierter Bereiche innerhalb des Porenraumes die keine Verbindung zueinander haben.

- C_V , Die Anzahl redundanter Verbindungen innerhalb des Porenraumes, das heißt die maximale Anzahl von Verbindungen die getrennt werden können ohne einen zusätzlichen isolierten Bereich zu erzeugen.

Beide Größen werden auf das untersuchte Probenvolumen bezogen. Die exakte Bestimmung von N_V und C_V erfordert allerdings einen globalen Ansatz, d. h. die Gesamtstruktur muß bekannt sein, es können jedoch immer nur kleine Ausschnitte des Porenraumes untersucht werden.

Die Euler-Poincaré Charakteristik (EPC) ist eine aus N_V und C_V abgeleitete Größe, sie ist definiert als

$$EPC_V = N_V - C_V$$

und kann daher als Konnektivitätsmaß mit hohen positiven Werten für schwache und hohen negativen Werten für intensive Vernetzung betrachtet werden. Die EPC ist damit umgekehrt proportional zur Intensität der Vernetzung.

Eine angenehme Eigenschaft der EPC ist, daß nach *Gundersen et al.* [1993] ihre erwartungstreue Schätzung aus einem Paar von parallelen Schnitten, einem Disector, möglich ist. Ein entsprechender Algorithmus für die digitale Bildverarbeitung wurde von *Vogel and Kretzschmar* [1996] vorgestellt. Der Abstand zwischen den parallelen Schnitten muß dabei kleiner sein als die Größe der betrachteten Strukturen. Zur Bestimmung der EPC wurden die Schnittserien (je 20 Schnitte) in 19 Disektoren zerlegt und die EPC für verschiedene minimale Porengrößen (40, 66, 92, 118, 144, 170, 196 μm entsprechend den "Openings") ermittelt.

ERGEBNISSE

Einen Vergleich zwischen der morphologisch bestimmten Porengrößenverteilung und der Wasserdesorptionskurve zeigt Abb. 3. Letztere wurde an 6 parallelen Stechzylinderproben (100 cm^3) bestimmt. Die aus der Desorptionskurve berechneten Werte zeigen im Vergleich zu den morphologisch gemessenen (i) einen höheren Anteil großer Poren ($>200 \mu\text{m}$) und (ii) einen geringeren Anteil der nächst kleineren Porengrößen (100-200 μm) am Gesamtporenvolumen.

Das Erste kann durch Lufteinschlüsse nach Aufsättigung erklärt werden: Das Porenvolumen $>300 \mu\text{m}$ wurde als Differenz des Gesamtporenvolumens — berechnet aus Festsubstanz- und Lagerungsdichte — und dem Wassergehalt bei $\Psi = 1 \text{ kPa}$ erhalten. Dadurch werden sämtliche Lufteinschlüsse, die sich nach Aufsättigung in der Probe befinden, unabhängig davon, in welcher Porengrößenklasse sie sich befinden, den Poren $>300 \mu\text{m}$ zugerechnet.

Das Zweite muß erwartet werden, wenn Poren zwischen 100 und 200 μm nur über kleinere Engstellen untereinander verbunden sind und daher erst bei einer höheren Druckstufe entwässern.

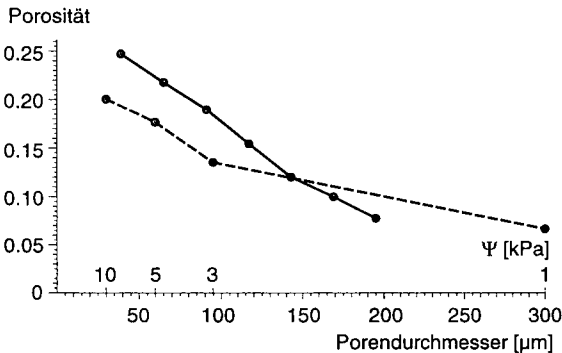


Abb. 3: Porosität in Abhängigkeit des kleinsten betrachteten Porendurchmessers bestimmt durch morphologisches "Opening" (durchgezogene Linie) und aus der Wasserdesorptionskurve berechnet (als luftgefülltes Porenvolumen in Abhängigkeit der Wasserspannung, gestrichelte Linie).

Die Intensität der Vernetzung des Porenraumes in Abhängigkeit des Porendurchmessers (Abb.4) zeigt eine nur mäßige Kontinuität der Poren > ca. 100 μm — die EPC ist hier positiv, das heißt es gibt mehr isolierte Porenbereiche als redundante Verbindungen. Dies ändert sich, wenn auch kleinere Poren (40-100 μm) berücksichtigt werden, hier liegen also die Engstellen des untersuchten Porenraumes, was die oben erläuterte Hypothese zur Diskrepanz zwischen Desorptionskurve und morphologischer Porengrößenverteilung bestätigt.

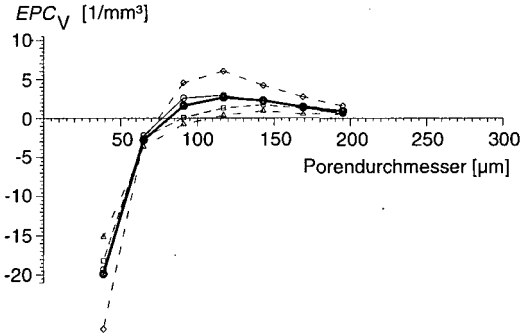


Abb. 4: Die EPC_V in Abhängigkeit des kleinsten betrachteten Porendurchmessers für die 4 parallelen Proben aus dem Ah Horizont (dünne Linien) und ihr Mittelwert (fett).

Hier wurde nur ein kleiner Ausschnitt der Porengrößenskala betrachtet. Das Verfahren ist aber grundsätzlich auf allen Skalen anwendbar. Mittels anderer bildgebender Verfahren wie Computertomographie oder submikroskopischer Techniken kann der betrachtete Skalenbereich verbreitert werden.

Den hypothetischen Verlauf der Konnektivitätsfunktion über die gesamte Porenskala für verschiedene Porengeometrien zeigt Abb. 5. Dabei liegen folgende Annahmen zugrunde: Es existiert ein maximaler Porendurchmesser d_{max} (die EPC wird Null für $d \rightarrow d_{max}$) und der gesamte Porenraum ist ein Kontinuum (die EPC ist deutlich negativ für $d \rightarrow 0$)

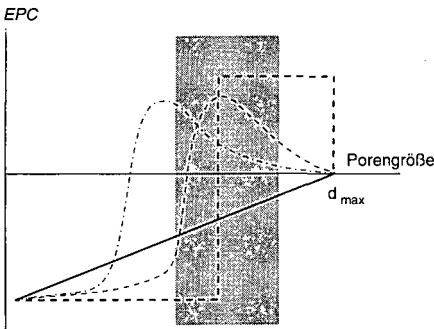


Abb. 5: Hypothetische Konnektivitätsfunktionen: i) Fraktale Porenstruktur (fette durchgezogene Linie); ii) regelmäßige, kubische Kugelpackung (fett gestrichelt, der Nulldurchgang für Kugeln mit Durchmesser d ist bei $d(\sqrt{2} - 1)$); iii) Hypothesen für reale Porensysteme (dünn gestrichelt). Hier wurde nur ein kleiner Ausschnitt betrachtet (grau schraffiert)

Die Konnektivitätsfunktion ist ein wesentliches Element auf dem Weg von der Struktur zur Funktion. Sie liefert unverzichtbare Informationen für die Modellierung des Porenraumes zur Untersuchung der Phänomenologie von Transportprozessen — dem nächsten Schritt.

Literatur

Gundersen, H. J., R. W. Boyce, J. R. Nyengaard and A. Odgaard, 1993: The ConnEuler: unbiased estimation of connectivity using physical disectors under projection, *Bone*, **14**, 217-222.
 Serra, J., 1982: Image analysis and mathematical morphology, *Academic Press, London*.
 Vogel, H. J. and A. Kretzschmar, 1996: Topological characterization of pore space in soil - sample preparation and digital image-processing, *Geoderma*, **73**, 23-38.

Tortuositätskonzepte und ihre Anwendung in Transportmodellen bei variabler Sättigung des Porenraums

von

Buczko, U.*; Gerke, H.H.**

Einleitung

In der Transportmodellierung wird der Millington/Quirk-Tortuositätsfaktor standardmäßig verwendet, da er als Eingabeparameter nur die jeweiligen phasengefüllten Porositäten erfordert. Es gibt jedoch zahlreiche andere Tortuositätsmodelle. Die Fragestellung dieser Arbeit lautete:

1. Wie ist die Übereinstimmung verschiedener Tortuositätsmodelle mit experimentellen Daten?
2. Wie lassen sich Tortuositätsmodelle in Dual-Porositätsmodellen anwenden?
3. Lassen sich mit Hilfe des Tortuositätsfaktors Diffusionskoeffizienten in hydraulische Parameter umrechnen, und umgekehrt?

Definition des Tortuositätsfaktors in Transportmodellen

In der Konvektions-Dispersions-Gleichung wird oft ein Ansatz nach Millington und Quirk (1961) zur Modellierung des Tortuositätsfaktors verwendet. Durch Vergleich der Ansätze für die relative effektive Diffusivität (Currie 1961, van Brakel und Heertjes 1974) anderer Tortuositätsmodelle läßt sich die (als Umwegfaktor definierte) Tortuosität mit dem Millington/Quirk-Faktor in Beziehung setzen:

$$\frac{D_e}{D_0} = \frac{\theta^{3/2}}{\varepsilon^2} = \frac{\theta^{3/2}}{\varepsilon^2} \cdot \theta = T \cdot \theta \quad (1)$$

Mit D_0 : Diffusionskoeffizient in freiem Wasser oder freier Luft [L^2T^{-1}]; D_e : effektiver Diffusionskoeffizient [L^2T^{-1}]; θ : wasser- bzw. gasgefüllte Porosität [L^3L^{-3}]; ε : Gesamtporosität [L^3L^{-3}]. Der Tortuositätsfaktor T ist <1 und umfaßt neben dem Umwegfaktor τ in der allgemeinen Form auch einen Einengungsfaktor δ :

$$T = \frac{\delta}{\tau^2} = \frac{D_e}{D_0 \cdot \theta} \quad (2)$$

Nach Gl. (2) spiegelt T die Diffusions-Effektivität pro phasengefülltem Porenvolumen wider.

Es lassen sich sechs Hauptgruppen von Tortuositätsmodellen unterscheiden: (1) Kapillare Röhrenmodelle, (2) Netzwerkmodelle, (3) statistische Poreninteraktionsmodelle, (4) Porengrößenverteilungsmodelle, (5) empirische Modelle, und (6) Modelle für aggregierte Böden.

Die statistischen Poreninteraktionsmodelle beruhen auf der Wechselwirkung zwischen Poren verschiedener Größenklassen, die in benachbarten Querschnitten zufällig verteilt sind („random adjacent plane concept“). Im Gegensatz zum ursprünglichen Modell von Childs und Collis-George (1950) nehmen Millington und Quirk (1961) eine teilweise Korrelation der Porengröße zwischen benachbarten Querschnittsflächen senkrecht zur Fließ- oder Diffusionsrichtung an.

* Innovationskolleg Bergbaufolgelandschaften, BTU Cottbus, PF 10 13 44, 03013 Cottbus

** Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V., Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

Aus dem Modell für die hydraulische Permeabilität nach Millington und Quirk (1961) läßt sich der Tortuositätsfaktor (Gl. 1) ableiten.

Eine Erweiterung des Millington/Quirk-Modells durch Einbeziehung der Weite der Porengrößenverteilung in Form des Retentionsexponenten (Brooks und Corey 1964, Campbell 1974) stellt das Modell von Moldrup et al. (1996) dar.

Für eine Anwendung in aggregierten Böden modifizierten Millington und Shearer (1971) das Millington/Quirk-Modell, wobei sie annehmen, daß die jeweiligen relativen Diffusivitäten der beiden Porensysteme in Serie angeordnet sind und daß Diffusion nicht unabhängig von der Interaggregatregion zwischen benachbarten Aggregaten stattfinden kann.

Für die Anwendung im Dual-Porositätsmodell (Gerke und van Genuchten 1993) wird für jede Region der Tortuositätsfaktor nach dem modifizierten Millington/Quirk-Modell berechnet, der, volumetrisch gemittelt, zum Gesamt-Tortuositätsfaktor summiert wird.

$$T(\theta) = T_f \cdot w_f + T_m \cdot w_m \quad (3)$$

$$T_f = \frac{(\varepsilon_f)^{4/3}}{\theta_f} \cdot \left(\frac{\theta_f}{\varepsilon_f}\right)^{1,5+3/b} \quad (4)$$

$$T_m = \frac{(\varepsilon_m)^{4/3}}{\theta_m} \cdot \left(\frac{\theta_m}{\varepsilon_m}\right)^{1,5+3/b} \quad (5)$$

Hierbei bezieht sich f auf die Interaggregat- und m auf die Intraaggregatregion. Der Exponent b (Campbell 1974) entspricht dem Kehrwert des Exponenten der Brooks/Corey-Retentionsfunktion.

Ergebnisse

Diffusion in der Gasphase (Abb. 1): Das einfache Millington-Quirk-Modell und das Moldrup-Modell geben die Meßdaten für Sandböden am besten wieder. Für Lehmböden ergibt das Modell von van Brakel und Heertjes die beste Übereinstimmung.

Eine Anwendung des Dual-Tortuositätsmodelles zeigt Abb. 2 mit einem volumetrischen Gewichtungsfaktor $w_f=0,25$. Für die Wasserverteilung zwischen beiden Regionen wurde Potentialgleichgewicht vorausgesetzt, unter der Annahme, daß sich die Interaggregatregion mit Retentionsparametern eines sandigen Bodens beschreiben läßt und die Matrixregion mit solchen eines tonig-schluffigen Bodens.

Ein Vergleich der Tortuositätsfaktoren aus der gemessenen Gasdiffusion mit solchen die aus den, an den gleichen Bodenproben, gemessenen hydraulischen Leitfähigkeiten und der Retentionsfunktion, nach den Permeabilitätsmodellen von Millington und Quirk (1961) und Jury et al. (1991), berechnet wurden, zeigt Abb. 3. Man sieht, daß sich die Diffusions-Tortuositätsfaktoren z.T. um mehrere Größenordnungen von den hydraulischen unterscheiden, obwohl sie in den Modellen jeweils genauso definiert sind und nur gesättigte Verhältnisse betrachtet wurden.

Schlußfolgerungen und Ausblick

- Ein auf alle Böden anwendbares Tortuositätsmodell erfordert mehr Eingabeparameter als die Porosität und die Phasensättigungen
- Für aggregierte Böden stimmt das Dual-Tortuositätsmodell besser mit experimentellen Daten überein als das Millington-Shearer-Modell
- Tortuositätsfaktoren, die für Diffusionsmodelle definiert wurden, lassen sich nicht direkt als Tortuositätsfaktoren in Permeabilitätsmodellen verwenden (allerdings sind nur sehr wenig Datensätze verfügbar, an denen an der selben Bodenprobe Permeabilität und Diffusion gemessen wurden)

Abb.1: Diffusion in der Gasphase

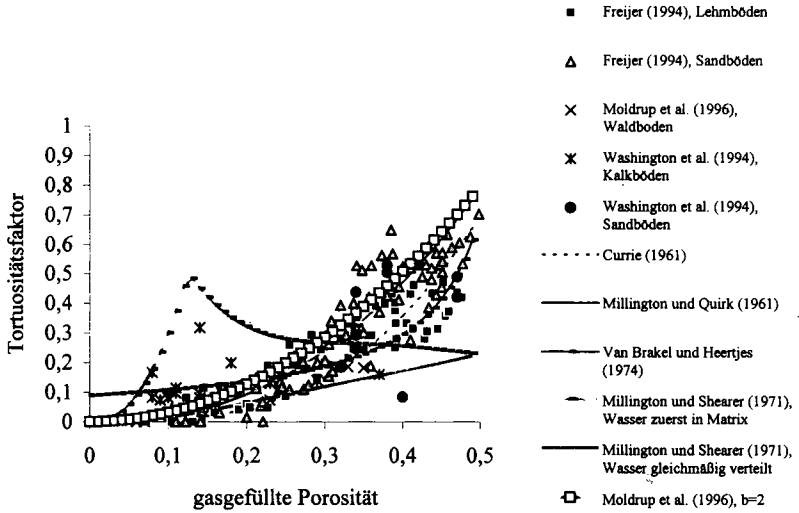
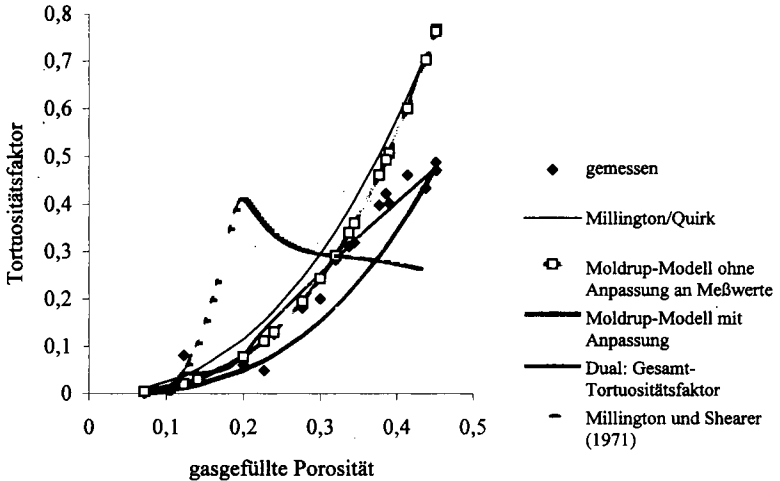


Abb.2: Belvedere Schlufflehm, Gasdiffusion



Diese Untersuchung wurde im Rahmen des DFG-Innovationskollegs "Bergbaufolgelandschaften" durchgeführt.

Literatur

Brooks, R.H. und Corey, A.T.. 1964. Hydraulic properties of porous media. Hydrology Paper No. 3, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, 27 pp.

Campbell, G.S.. 1974. A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. Soil Sci., 117: 311-314.

Childs, E.C. und Collis-George, N.. 1950. The permeability of porous materials. Proc. Roy. Soc. A, 201: 392-405.

Currie, J.A.. 1961. Gaseous diffusion in porous media: Part 3. Wet granular materials. Br. J. Appl. Physics, 12: 275-281.

Freijer, J.. 1994. Calibration of jointed tube model for the gas diffusion coefficient in soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 58: 1067-1076.

Gerke, H.H. und Van Genuchten, M.T.. 1993. A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. Water Resour. Res., 29: 305-319.

Jury, W.A., Gardner, W.R. und Gardner, W.H.. 1991. Soil Physics. Wiley, New York.

Millington, R.J. und Quirk, J.M.. 1961. Permeability of porous solids. Trans. Faraday Soc., 57: 1200-1207.

Millington, R.J. und Shearer, R.C. 1971. Diffusion in aggregated porous media. Soil Sci., 111: 372-378.

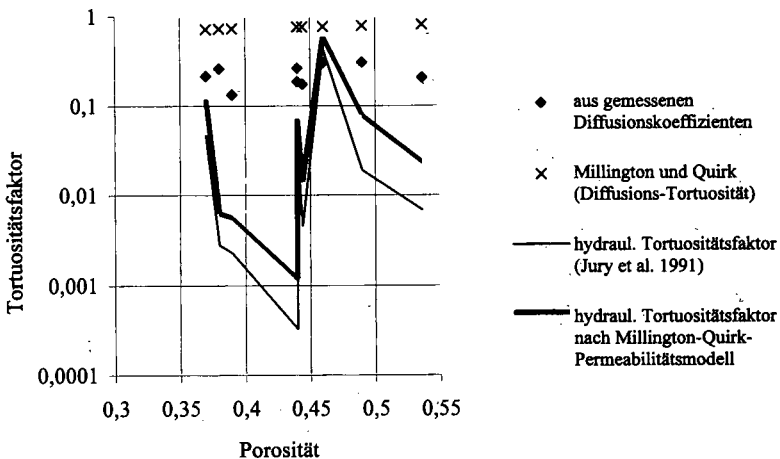
Moldrup, P., Kruse, C.W., Rolston, D.E. und Yamaguchi, T.. 1996. Modeling diffusion and reaction in soils: III. Predicting gas diffusivity from the Campbell soil-water retention model. Soil Sci., 161: 366-375.

Van Brakel, J. und Heertjes, P.M.. 1974. Analysis of diffusion in macroporous media in terms of a porosity, a tortuosity and a constrictivity factor. Int. J. Heat Mass Trans., 17: 1093-1103.

Washington, J.W., Rose, A.W., Ciolkosz, E.J. und Dobos, R.R.. 1994. Gaseous diffusion and permeability in four soil profiles in Central Pennsylvania. Soil Sci., 157: 65-76.

Wendroth, O.. 1990. Koeffizienten des Wasser- und Gastransportes zur Ableitung von Kenngrößen des Bodengeflüges. Diss. Univ. Göttingen.

Abb. 3: Vergleich von Diffusions-Tortuosität (Gasphase) mit hydraulischer Tortuosität



Messung und Parametrisierung von Gasdiffusionskoeffizienten in Böden

von

Ott, J.; Haubold, M.; Huwe, B.*

Zielsetzung

Ziel dieser Arbeit war die Entwicklung, Aufbau und Erprobung einer Zwei-Kammer-Diffusionszelle zur Ermittlung des Gasdiffusionskoeffizienten im Labor an Bodenproben gestörter und natürlich gelagerter Böden. Die Auswertung der Experimente erfolgte anhand analytischer Lösungen der Transportgleichung (2.Fick'sches Gesetz). Weiterhin wurde eine Parametrisierung der gefundenen funktionalen Zusammenhänge zwischen Diffusionskoeffizient und Luftporosität mit einem einfachen Exponentialansatz durchgeführt.

Material und Methoden

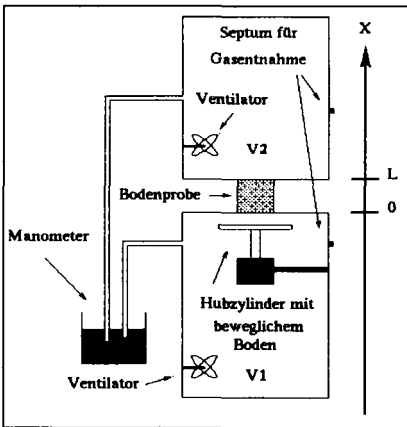


Abbildung 1: Prinzipieller Aufbau der Zwei-Kammer-Diffusionszelle mit den Kammervolumina $V_1, V_2 \approx 21000 \text{ cm}^3$.

Als Tracergas für die Durchbruchsexperimente wurde Argon verwendet. Die Gasanalytik erfolgte mit einem Massenspektrometer. Es wurden sowohl gestörte als auch ungestört gelagerte Bodenproben (Stechzylinder mit Querschnittsfläche $A \approx 78.5 \text{ cm}^2$ und Länge $L \approx 5 \text{ cm}$) verwendet. Die ungestörten Proben wurden dem A-Horizont zweier Waldstandorte entnommen (Standort Waldstein mit Podsol-Braunerde und Standort Arnstein mit Parabraunerde). Im folgenden werden nur Ergebnisse der ungestörten Proben vorgestellt.

Mathematische Beschreibung des Systems

Theoretische Grundlagen

Der diffusive Gasfluß wird durch das 1. Fick'sche Gesetz beschrieben: $\vec{j} = -D \nabla c$. Als Diffusionskoeffizient D bezeichnet man hierbei den Proportionalitätsfaktor zwischen der Flußdichte \vec{j} und dem

* Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth
und Bayreuther Institut für terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK), 95440 Bayreuth

Konzentrationsgradienten ∇c . Ist D ortsunabhängig so erhält man durch Einsetzen in die Kontinuitätsgleichung $\frac{\partial c}{\partial t} + \nabla \vec{j} = 0$ das 2. Fick'sche Gesetz: $\Delta c = \frac{1}{D} \frac{\partial c}{\partial t}$, das in einer Raumdimension durch

$$\frac{\partial}{\partial t} c(x, t) = \frac{1}{D} \frac{\partial^2}{\partial x^2} c(x, t)$$

gegeben ist. Unter Berücksichtigung der experimentell gegebenen Anfangsbedingungen ($t = 0$):

$$c(0, 0) = c_1 \text{ für } x = 0$$

$$c(x, 0) = c_2 \text{ für } 0 < x \leq L$$

und Randbedingungen ($t \geq 0$):

$$\frac{\partial}{\partial x} c(x, t) = \frac{V_1}{A D} \cdot \frac{\partial}{\partial t} c(x, t) \text{ für } x = 0$$

$$\frac{\partial}{\partial x} c(x, t) = -\frac{V_2}{A D} \cdot \frac{\partial}{\partial t} c(x, t) \text{ für } x = L$$

wurden mehrere Lösungen des Transportproblems hergeleitet und miteinander verglichen. Hierbei bedeuten c die Konzentration in der Gasphase, x die Raum- und t die Zeitkoordinate, A die Probenquerschnittsfläche, L die Probenlänge und D den Diffusionskoeffizienten.

Exakte Lösung

Anwendung der Laplace- Transformation auf diese Gleichungen, Lösung im Laplace-Raum und anschließende Rücktransformation in den Zeitbereich liefert:

$$c(x, t) = c^\infty + 2(c_1 - c_2) \cdot \sum_{n=1}^{\infty} \frac{\alpha_n}{\beta_n} e^{-\mu_n^2 / L^2 \cdot D \cdot t}$$

wobei für die Eigenwerte μ_n gilt:

$$\tan(\mu_n) = \frac{(1 + V_2/V_1) \cdot \mu_n}{\mu_n^2 \cdot V_2/AL - LA/V_1}$$

α und β sind Geometriefaktoren, die von V_1, V_2, A, L, x und μ_n abhängen. c^∞ ist die Konzentration im Gleichgewichtszustand.

Tabelle 1: Beitrag der einzelnen Summenglieder zur Gesamtsumme.

Zeit (sec)	1. Glied	2. Glied	3. Glied	4. Glied
100	-0.251	$5 \cdot 10^{-4}$	$-3 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-6}$
1000	-0.249	$1 \cdot 10^{-5}$	$-2 \cdot 10^{-11}$	0
5000	-0.244	$2 \cdot 10^{-12}$	0	0
10000	-0.238	0	0	0

Aus Tabelle 1 ist erkennbar, daß bis auf das erste Summenglied alle weiteren vernachlässigt werden können.

Näherung im Laplace-Raum

Die Anwendung des Ähnlichkeitssatzes bei der Rücktransformation aus dem Laplace-Raum in den Zeit-Raum führt, im Gegensatz zur exakten Lösung, zu einer mathematisch relativ einfachen Rücktransformation und liefert:

$$c(x, t) = c^\infty + (c_1 - c_2) \frac{x^2 \varepsilon - 2x\zeta + \theta}{\eta} e^{-2\iota Dt}$$

mit ε , ζ , η , θ und ι als Geometriefaktoren.

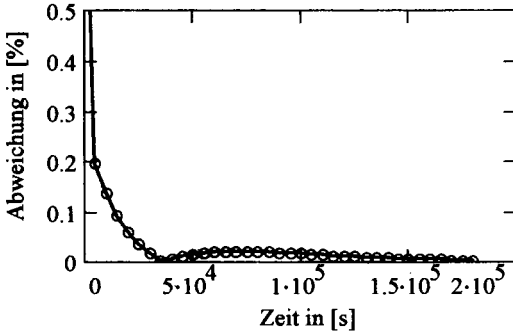


Abbildung 2: Relative Abweichung zwischen exakter Lösung und Näherungslösung.

Der Vergleich der beiden Lösungen bestätigt die Anwendbarkeit der Näherung. Diese gilt jedoch nur, falls V_1 und V_2 wesentlich größer sind als das Probenvolumen.

Lösung auf der Basis eines Differenzenansatzes

Ersetzt man den Konzentrationsgradienten ∇c im 1. Fick'schen Gesetz durch die Konzentrationsdifferenz $c_2(t) - c_1(t)$ und setzt man den Verlauf des Konzentrationsgradienten in der Probe als linear voraus, so erhält man nach kurzer Rechnung [3]:

$$c_2(t) = c^\infty + (c_2(t) - c^\infty) e^{-\kappa_2 Dt}$$

Durch Vertauschen der Indizes von κ_2 und $c_2(t)$ erhält man die entsprechende Lösung für $c_1(t)$. κ_2 und c^∞ sind wiederum Geometriefaktoren.

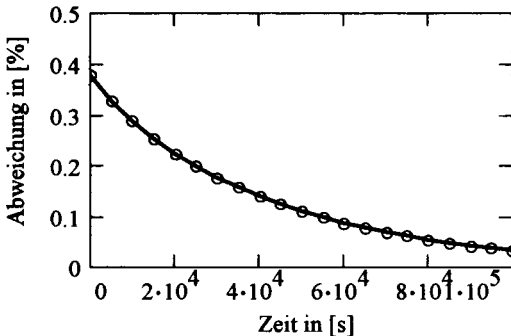


Abbildung 3: Relative Abweichung zwischen Differenzlösung und exakter Lösung.

Diese Lösung kann somit ebenfalls zur Auswertung herangezogen werden, sofern die Kammerolumina wesentlich größer als das Probenvolumen sind.

Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Unterschiedliche Bodenstrukturen spiegeln sich in den Diffusionseigenschaften wider. Der mit zunehmender Luftporosität ansteigende Kurvenverlauf hängt im wesentlichen von der Porengrößenverteilung, der Tortuosität und dem Vernetzungsgrad der Poren ab. Der diffusive Gastransport wird durch das 2. Fick'sche Gesetz hinreichend genau beschrieben. Zur Auswertung der Experimente können die angegebenen Näherungen mit guter Genauigkeit verwendet werden. Die Eignung der angegebenen Modellfunktion zur Parametrisierung des relativen Diffusionskoeffizienten bedarf jedoch noch ergänzender Untersuchungen zur Parameteridentifikation. Insbesondere Parameter b und c könnten

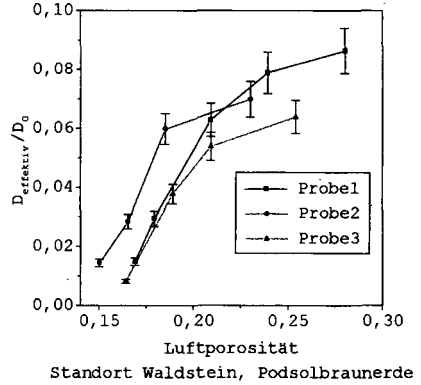
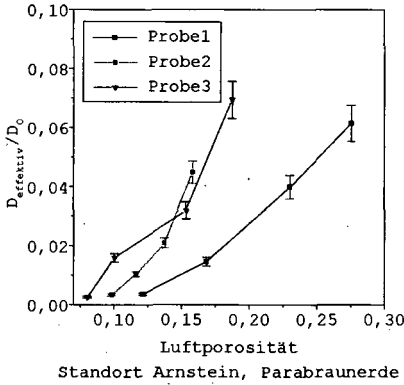
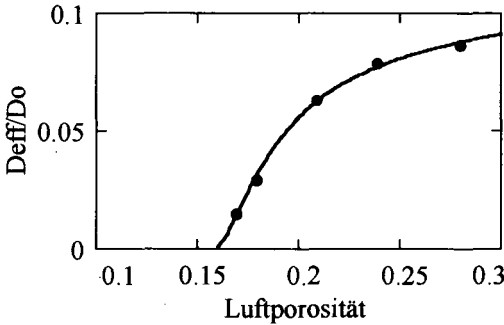


Abbildung 4: Relativer Diffusionskoeffizient als Funktion des Luftgehaltes.

Abbildung 5: Anpassung eines einfachen Modells mit Schwellenwert zur Parametrisierung der Diffusionskoeffizienten an experimentell ermittelte Werte (Standort Waldstein).



Verwendet wurde dabei folgender Exponentialansatz

$$\frac{D_{\text{effektiv}}}{D_0} = a * e^{\frac{b}{\epsilon_L - c}}$$

, wobei sich die Modellparameter zu a=0.115, b=0.034 und c=0.153 ergaben. Diffusion findet in diesem Ansatz erst oberhalb des Schwellenwerts c statt.

sich hierbei als bodenartspezifisch herausstellen. Da das Versuchsdesign prinzipiell Untersuchungen zum Multikomponententransport in der Gasphase erlaubt, soll darüberhinaus in weitergehenden Untersuchungen geprüft werden, inwieweit der Versuchsaufbau geeignet ist, auch komplexere Transportszenarien in der Gasphase unter Berücksichtigung von Konvektion und Phaseninteraktionen zu analysieren.

Literatur

Jin, Y., Jury, W.A. (1996): Characterizing the dependence of gas diffusion coefficient on soil properties. Soil Sci. Soc. Am. 60: 66-71
 Ney, E.P., Armistead, F.C. (1947): The self-diffusion coefficient of uranium hexafluoride. Physical Review, Vol.71 1:14-19
 Shair, H.F., Cohen, D.S. (1969): Transient ordinary and forced diffusion in a tube connecting stirred-tank end-bulbs of finite size. Chemical Engineering Science, Vol. 24:39-48

Binärer und ternärer Kationenaustausch in Batch- und Diffusionsäulenversuchen

von

Kellermann, S.*; Totsche, K.U.**; Huwe, B.*

Einleitung

Die Mobilität von Kationen im Boden wird wesentlich durch Interaktionen zwischen Bodenlösung und fester Bodenmatrix gesteuert. Ein bedeutender Prozeß ist dabei der Kationenaustausch. Für die Beschreibung der ablaufenden Prozesse ist die quantitative Aufteilung der Kationen zwischen gelöster und sorbierter Phase wichtig. Kationenaustauschreaktionen sind schnelle Reaktionen, deshalb wird die Aufteilung der Kationen nur im Gleichgewichtszustand betrachtet und in Form von Austauschisothermen beschrieben. Experimentell wird der Gleichgewichtszustand meist in Batchexperimenten untersucht. Einschränkungen dieses Ansatzes zur Erfassung der in natürlichen Systemen ablaufenden Prozesse werden häufig beschrieben [GRANT ET AL. (1995)]. Eine mögliche Alternative zu den Batchexperimenten stellen Perkolationsexperimente dar [SCHWEICH ET AL. (1983)]. Die Erfassung des Gleichgewichtszustandes kann in Perkolationsexperimenten **direkt** (durch Schneiden der Bodensäule und Bestimmung der gelösten und sorbierten Kationen in den abgetrennten Scheiben) und **indirekt** (durch inverse Modellierung) erfolgen. Ziel dieser Arbeit war es, ein Experimentdesign zu entwickeln, das sowohl die direkte und indirekte Erfassung des Gleichgewichtszustandes bei binären und ternären Kationenaustauschreaktionen in einem Perkolationsexperiment zuverlässig ermöglicht.

VERSUCHSAUFBAU:

Es wurde eine Diffusionsäulenanlage (DSA) konzipiert. Das der DSA zugrundeliegende Meßdesign ist ein gesättigtes, instationäres Diffusionsexperiment. Der konzipierte Meßaufbau (siehe Abbildung 1) erlaubt es, die Bodensäule am Ende des Diffusionsexperimentes in 1 mm-Scheiben zu schneiden. In den abgetrennten Scheiben muß dann die Konzentration der gelösten und sorbierten Kationen bestimmt werden.

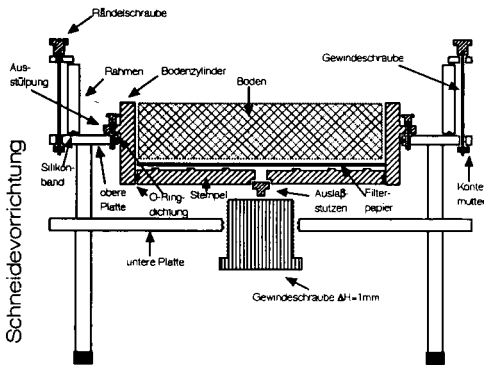


Abbildung 1: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus

* Universität Bayreuth
Abteilung Bodenphysik
95440 Bayreuth

** Korrespondenzautor: BITÖK, Abteilung Bodenphysik
Universität Bayreuth
95440 Bayreuth

Wird angenommen, daß sich die Säule im chemischen Gleichgewicht befindet, kann anhand der ermittelten Konzentrations-Entfernungsprofile (Diffusionsprofile) direkt und indirekt auf die Aufteilung der Kationen im Gleichgewichtszustand geschlossen werden.

Die dem Design zugrundeliegenden Transportbedingungen wurden in Chloridtracereexperimenten überprüft. Die Tracerversuche belegen, daß die aufgenommenen experimentellen Diffusionsprofile reproduzierbar sind. Der aus den Diffusionsprofilen abgeleitete Tortuositätsfaktor τ ist unabhängig von der Diffusionszeit und stimmt innerhalb des Fehlers mit Literaturangaben überein.

Material und Methoden

Als Substrat wurde eine Mischung aus IKOMONT CA WEISS (10 %) (Montmorillonit, Fa. IBECO) und Quarzfeinsand (90 %) (AKW, Amberg) verwendet.

Die gewählten experimentellen Bedingungen sind in Tabelle 1 exemplarisch für ein binäres Säulen- und Batchexperiment angegeben.

Tabelle 1: Übersicht über die experimentellen Bedingungen von binären Austauschexperimenten (\bar{Q} gelöste Ladungsmenge und Q sorbierte Ladungsmenge)

<i>Experiment</i>	binär	
	Batch 3	Säule 11
Säulenhöhe [cm]		2,5
ρ [gcm ⁻³]		1,31
Θ [l]		0,5
Diffusionszeit		70h 10min
Aufsättigungslösung [N]		0,050 Ca(NO ₃) ₂
Diffusionslösung [N]		0,050 Mg(NO ₃) ₂
$\bar{Q} \pm \text{Stdabw.}$ [mol/l]	0,052±0,002	0,052 ±0,003
$Q \pm \text{Stdabw.}$ [mmol/g Boden]	0,083±0,003	0,089±0,005

Ergebnisse und Diskussion

Die im Batchexperiment ermittelte Mg-Ca-Austauschisotherme liegt im gesamten Austauschbereich unterhalb der Nicht-Präferenz-Isotherme (Abbildung 2). Dies weist auf eine schwache Ca-Präferenz des Materials hin. Unterschiede zwischen den beiden untersuchten Ladungskonzentrationen zeigen sich nicht.

In Abbildung 3 sind die entsprechenden Austauschisothermen für die beiden homoivalenten Diffusionssäulenversuche dargestellt. Punkte mit hohen Äquivalentfraktionen (EMg) entsprechen dabei Bodenscheiben, die während des Diffusionsexperiments räumlich nah an der Grenzfläche Boden-Diffusionslösung waren. Der Verlauf der Austauschisothermen ist bis zu $EMg \cong 0,4$ identisch mit dem beobachteten Verlauf bei den beiden untersuchten Batchexperimenten. Für $EMg > 0,4$ ergibt sich, in Abweichung zu den Batchexperimenten, eine deutliche Ca-Präferenz.

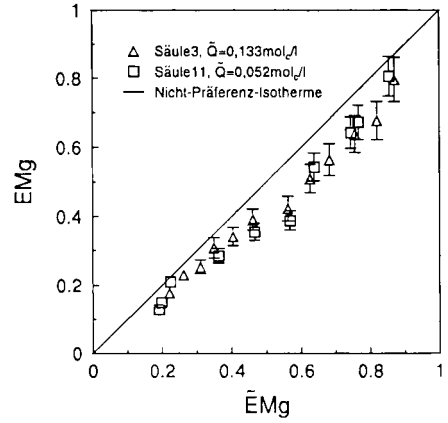
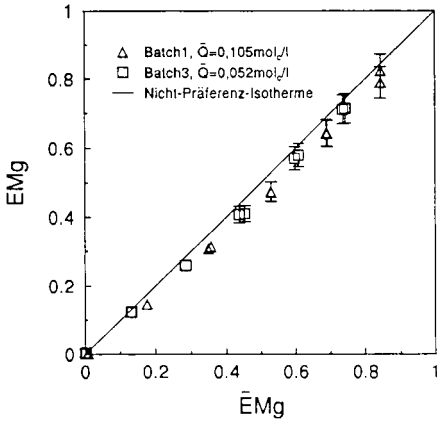


Abbildung 2: Mg-Ca-Austauschisotherme: Batchexperimente

Abbildung 3: Mg-Ca-Austauschisotherme: Säulendiffusionsexperimente

Eine genauere Analyse des beobachteten Austauschprozesses ist bei homovalenten Austauschreaktionen durch Anwendung der one- und two-site competitive Langmuir-Isotherme möglich [SPOSITO (1979)]. Die an die Meßdaten angepaßten Isothermen sind in Abbildung 4 und Abbildung 5 dargestellt.

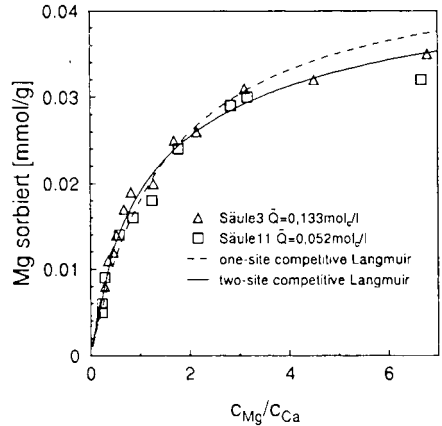
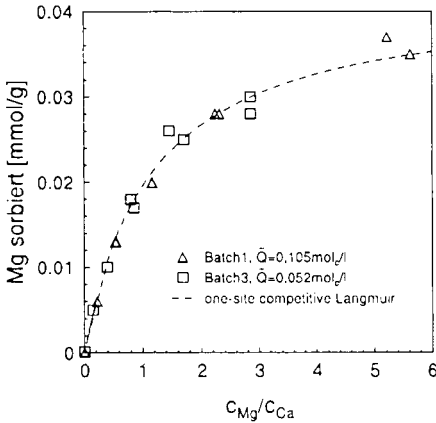


Abbildung 4: One-site competitive Langmuir-Isotherme: Mg-Ca-Austausch im Batchexperiment

Abbildung 5: One- und two-site competitive Langmuir-Isotherme: Mg-Ca-Austausch im Säulendiffusionsexperiment

Es fällt auf, daß die one-site competitive Langmuir-Isotherme die Austauschdaten der Batchexperimente über den gesamten untersuchten Bereich gut beschreibt. Bei den Säulenexperimenten unterschätzt die angepaßte one-site competitive Langmuir-Isotherme für kleine c_{Mg}/c_{Ca} -Verhältnisse die sorbierte Mg-Menge, bei großen Verhältnissen wird sie überschätzt. In einem Folgeschritt wurde deshalb an die Austauschdaten der Säulenexperimente eine two-site competitive Langmuir Isotherme angepaßt. Damit gelang über die gesamten untersuchten Konzentrationsverhältnisse eine gute Beschreibung des Austauschprozesses.

Die bestimmten Langmuir-Parameter und die Güte der Anpassungen sind in Tabelle 2 zusammengefaßt.

Unterschiedliche Sorptionsplätze wie sie aus Tabelle 2 für die Säulenexperimente abgeleitet werden können, werden häufig mit chemischen und physikalischen Ungleichgewichten [VERBURG ET AL. (1995)] in der Säule bzw. mit der strukturellen Heterogenität des Material erklärt [GRANT UND SPARKS (1991)]. In Batchexperimenten wird dagegen angenommen, daß das untersuchte System aufgrund des intensiven Kontakts von Austauschergleichgewicht und Sorbent im physikalischen Gleichgewicht ist. Die gute Anpassung der one-site competitive Langmuir-Isotherme stützt diese Vermutung.

Tabelle 2: Parameter und Gütemaße der one- und two-site competitive Langmuir-Isotherme Mg-Ca-Austausch

Experiment	Modell	Sorptionsparameter	bestimmte Gütemaße
Batch 1/3	one-site competitive Langmuir-Isotherme	$K=0,87$	$R^2 = 0,992$
Säule 3/11	one-site competitive Langmuir-Isotherme	$K = 0,64$	$R^2 = 0,954$
Säule 3/11	two-site competitive Langmuir-Isotherme	$K1 = 1,2$ $f1 = 0,66$ $K2 = 0,15$ $f2 = 0,34$	$R^2 = 0,995$

Die ermittelten two-site competitive Langmuir-Parameter deuten darauf hin, daß $f1$ und $K1$ im Säulenexperimente ebenfalls Sorptionsplätze repräsentieren, die im physikalischen Gleichgewicht mit der Bodenlösung stehen. Gestützt wird diese Hypothese dadurch, daß der auf 1 normierte Affinitätsparameter K des Batchexperiments $K1$ relativ gut vorhersagt, es gilt $\hat{K}1 \approx K1$ wobei $\hat{K}1 = \frac{K}{f1}$

($\hat{K}1=1,32$; $K1=1,25$). Dies weist darauf hin, daß ca. 65% der Sorptionsplätze im Säulenexperiment im physikalischen Gleichgewicht mit der Bodenlösung stehen. Der Zugang zu den restlichen Sorptionsplätzen ist nach dieser Vorstellung aufgrund von physikalischen Ungleichgewichten in der Säule behindert.

Ergebnisse aus ternären Systemen (Na-Ca-Mg) stützen diese Hypothese.

Zusammenfassung

Das vorgestellte Meßdesign eignet sich gut zur Untersuchung von Kationenaustauschreaktionen. Die Ergebnisse lassen vermuten, daß physikalische Ungleichgewichte das Austauschverhalten in dynamischen (diffusionskontrollierten) Systemen beeinflussen. Es ergaben sich keine Unterschiede zwischen binären und ternären Systemen.

Literatur

- Grant, S. A., Sparks, D. L. (1991): Ca-K-II exchange on silt-, clay-, and silt + clay size soil separates. *J. Chem. Soc. Faraday Trans.* 87: 2501-2506
- Grant, S. A., Mansell, R. S., Bloom, S. A., Rhue, R. D. (1995): Simulated transport of three cations through porous media: Effect of different approaches to modeling cation exchange reactions. *Water Resour. Res.* 31: 185-198
- Schweich, D., Sardin, M., Gaudet, J-P. (1983): Measurement of a cation exchange isotherm from elution curves obtained in a soil column: Preliminary Results *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 31-37
- Sposito, G. (1979) Derivation of the Langmuir equation for ion exchange reactions in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43: 197-198
- Verburg, K., Baveye, P., McBride, M. B. (1995): Cation-exchange hysteresis and dynamics and breakdown of montmorillonite quasi-crystals. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59 1268-1273

Die Abhängigkeit der Kationenaustauschprozesse von der Bodenstruktur und der Bodenfeuchte

von

Hartmann, A.; Gräsele, W.; Horn, R.*

Einleitung:

Die Bestimmung der Summe austauschbarer Kationen gehört zu den grundlegenden Untersuchungen der chemischen Bodeneigenschaften. Zu ihrer Erfassung erfolgt eine Homogenisierung, also vollständige Zerstörung der natürlichen Bodenstruktur. Die sorbierbare Ionenmenge läßt sich nun dadurch bestimmen, daß man die Probe mit einem ihr praktisch fehlenden Ion (z.B. Ba^{2+} oder NH_4^+) im Überschuß versetzt und dann die Summe aller dabei ausgetauschten Kationen bestimmt. Mit Hilfe dieser allorts üblichen Untersuchungsmethode werden ausschließlich Maximalwerte der Austauschkapazität, also Materialkonstanten, wiedergegeben. Die für Pflanzenernährung und Pufferfähigkeit wichtigen Einflüsse von Bodenstruktur und aktuellem Wassergehalt bleiben unberücksichtigt. Diese Faktoren haben jedoch einen großen Einfluß auf die pF/WG- und k/psi-Beziehungen, die wiederum in hohem Maße die Zugänglichkeit zu den Austauscheroberflächen beeinflussen. Darüber hinaus spielen gerade im ungesättigten Bereich Wasserspannungsgradienten und die zunehmende Verweildauer der Austauschlösung im Boden eine Rolle für die Sorptions-/ Desorptionsprozesse.

Material und Methoden:

Als Versuchsmaterial steht ein SBT-Horizont einer pseudovergleyten Parabraunerde aus Geschiebemergel zur Verfügung.

Um ökologisch bedeutsame Kationenaustauschprozesse erfassen zu können, werden 100 cm^3 Stechzylinderproben verwendet, die den natürlichen Verhältnissen im Freiland näherkommen. Diese Proben werden sowohl im gesättigten als auch im vorentwässerten Zustand auf austauschbare Kationen untersucht. Hierzu werden die Stechringe in eine Perkulationsanlage eingebaut (Abb.1), die erlaubt, auch im vorentwässerten Zustand durch das Anlegen definierter Unterdrücke an Ober- und Unterkante der Probe Perkulationsversuche durchzuführen. Durch höhere Unterdrücke an der Probenunterseite und entsprechende geringere Unterdrücke an der Probenoberkante kann ein nach unten gerichteter Gradient aufrecht erhalten werden. So können mit Hilfe dieser Anlage Parallelproben mit konstantem Perkulationsvolumen und konstantem hydraulischem Gradienten auf austauschbare Kationen untersucht werden. Variiert werden lediglich noch die Vorentwässerungsgrade: die Perkulationsdauer ist wiederum hiervon abhängig und kann mit aufgezeichnet werden.

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40, 24118 Kiel

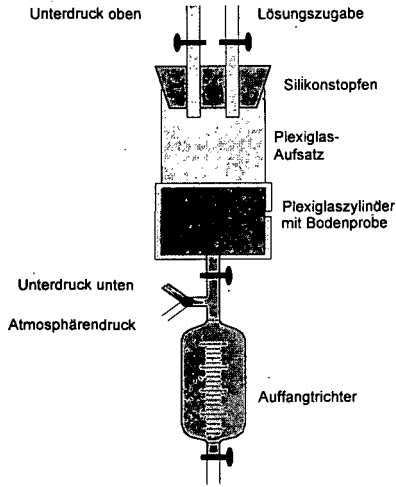


Abb. 1: Schematische Darstellung der Perkolationsanlage (PBL_U)

Ergebnisse:

Wie die laufenden Untersuchungen zeigen (Abb.2), wird z.B. die Summe der austauschbaren Kationen wassergesättigter Proben allein durch Struktureinflüsse bereits reduziert. Dies wird durch einen Vergleich der homogenisierten Feinerde mit den gesättigten Stechzylinderproben deutlich. Der rasche Durchfluß durch das Grobporensystem der strukturierten Probe läßt nur schnelle Austauschprozesse an den Oberflächen größerer Poren zu; Diffusionsprozesse spielen eine untergeordnete Rolle. Eine Entwässerung der Proben bis -150 hPa und somit weitere Reduktion verfügbarer Austauschplätze hat eine weitere Verringerung der Summe austauschbarer Kationen zur Folge. Voraussetzung für diese Beobachtung sind nach wie vor konstante Gradienten und Perkolationsvolumina.

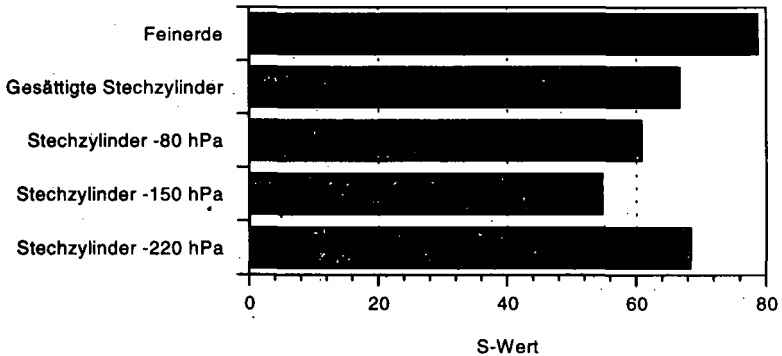


Abb. 2: S-Wert in Abhängigkeit von der Vorentwässerung

Bei Erreichen höherer Vorentwässerungsgrade (hier: -220 hPa) ist dann wieder ein Anstieg des Gehaltes austauschbarer Kationen zu verzeichnen. Dies kann auf die bevorzugte Benutzung engerer Fließwege (Mittel- und Feinporen, Intraaggregatporensystem) und die somit deutlich erhöhte Verweildauer der Austauschlösung im Boden zurückgeführt werden, wodurch auch unter gesättigten Bedingungen „versteckte“ Austauschoberflächen erreicht werden können. Darüberhinaus ermöglicht die hier deutlich erhöhte Verweildauer der Austauschlösung im Boden einen höheren Beitrag der Diffusion zum Kationentransportprozeß.

Schlußfolgerung:

Der Gehalt austauschbarer Kationen ist offensichtlich nicht nur ein konstanter Wert in Abhängigkeit von Textur, Humusgehalt etc.

Vielmehr scheint bei gegebener Bodenstruktur, bei gegebenem Perkolationsvolumen und gegebenem hydraulischen Gradienten der S-Wert eine Funktion der Entwässerungsstufe und der davon abhängigen Verweildauer der Perkolationslösung im Boden zu sein ($S(\psi, t)$). Bei gegebener Wasserspannung und somit gegebener Perkolationszeit wird die extrahierbare Basensumme durch das Zusammenwirken von Sorptionsgleichgewichten, konvektivem und diffusivem Stofftransport bestimmt.

Grundsätzlich läßt sich für konstante hydraulische Gradienten die Abhängigkeit der Basenaustauschsumme von Wasserspannung und Perkolationszeit flächenhaft veranschaulichen. Der Verlauf der gemessenen Abhängigkeit von der Wasserspannung bei konstantem Perkolationsvolumen wird unter Berücksichtigung der mit zunehmender Austrocknung steigenden Perkolationszeit erklärbar (Abb.3). Dieses Erklärungsmodell ist ein relativ einfacher Ansatz, bei dem noch keine konkreten Stofftransport- und Stoffaustauschmodelle Eingang fanden. Es ist lediglich ein übergeordnetes Konzept zur Erklärung der experimentell gefundenen Ergebnisse, in das die folgenden Grundannahmen eingehen:

1. $\lim_{\psi \rightarrow \infty} S(\Psi, t) = 0$ Die Basenaustauschsumme geht gegen Null bei unendlich hohen Wasserspannungen bzw. unendlich kleinen Perkolationszeiten.
2. $\lim_{\psi \rightarrow -\infty} S(\Psi, t) = S_{\text{GBL}}$ Die Basenaustauschsumme nähert sich asymptotisch einem Maximalwert für den Fall, daß die Austauschzeit gegen unendlich läuft.
3. $\frac{\partial S(\Psi, t)}{\partial t} \geq 0$
und
 $\frac{\partial^2 S(\Psi, t)}{\partial t^2} \leq 0$ Bei konstanter Wasserspannung und steigender Perkolationsdauer kann ein zunächst starker Anstieg der Austauschprozesse und anschließend ein Abklingverhalten bei Annäherung an einen stationären Zustand (Maximalwert) unterstellt werden.
4. $\frac{\partial S(\Psi, t)}{\partial |l|} \leq 0$
und
 $\frac{\partial^2 S(\Psi, t)}{\partial |l|^2} \geq 0$ Für zunehmende Wasserspannungen bei konstanter Perkolationszeit ist mit geringeren Transportleistungen konvektiver und diffusiver Prozesse zu rechnen. Entsprechend der k/ψ -Beziehung verläuft der Rückgang der Austauschprozesse erst steil, dann flacher.

Somit kann die Perkolationslinie in Abb.3 als eine mögliche Ausprägung von vielen realisierbaren Kombinationen zwischen Wasserspannung, Zeit, und Perkolationsvolumen angesehen werden, allerdings hier immer unter der Voraussetzung eines konstanten hydraulischen Gradienten. Es wird deutlich, daß zur Beurteilung von Böden als Pflanzenstandort oder als Pufferzone der Gesamtzusammenhang von Textur, Struktur, Wasserhaushaltsparametern sowie der Betrachtung von Stofftransport- und Stoffaustauschparametern Rechnung getragen werden muß. Die Unterstellung von Materialkonstanten, also einem S-Wert für ein gegebenes Bodenmaterial, ist nicht ausreichend. Vielmehr muß von komplexen funktionalen Zusammenhängen ausgegangen werden, in denen alle Wasserhaushaltsparameter eine entscheidende Rolle spielen.

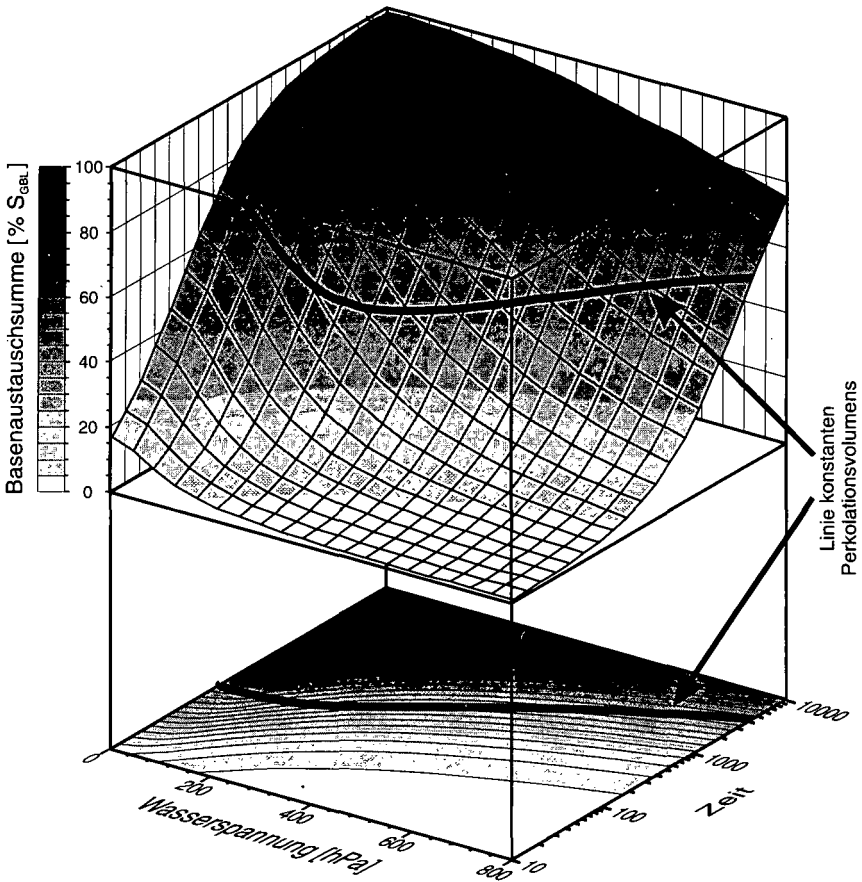


Abb. 3: Erklärungsmodell für die beobachteten Basenaustauschsummen bei konstantem hydraulischen Gradienten und konstantem Perkolationsvolumen

Spezielle Lösungen der Richardsgleichung

von

Schmidt, M.; Bohne, K.¹

1 Die Richards-Gleichung

Wir beschränken uns hier auf den räumlich eindimensionalen vertikalen Fluß, die Richardsgleichung reduziert sich auf

$$\frac{d\theta_w}{dh} h_t = \frac{\partial}{\partial x} [K h_x + 1] \quad (1)$$

oder, in der diffusiven Form, auf

$$\theta_t = \frac{\partial}{\partial x} [(D(\theta_w)\theta_x + K(\theta_w))] \quad (2)$$

Es gelten die üblichen Bezeichnungen.

2 Ansatz 1

Aus den Parameterfunktionen

$$\begin{aligned} \theta(h) &= \theta_1 |h|^p + \theta_r \\ K(h) &= K_1 |h|^p, \end{aligned}$$

θ_1, K_1, p Bodenparameter, $p < 0$, ergeben sich

$$\theta_1 p h^{p-1} h_t = K_1 h^{p-1} [h_{xx} h + p h_x^2 + p h_x] \quad (3)$$

und

$$P h_t = h_{xx} h + p h_x^2 + p h_x \quad (4)$$

mit

$$P = \frac{\theta_1 p}{K_1} \quad (5)$$

Wir setzen

$$h := A \exp(Bt) + (ax + bt + c)^2 \quad (6)$$

und erhalten eine Lösung für $p = -0.5$.

Nehmen wir nun an, daß $p \neq -0.5$. Wir setzen

$$\mathbf{h} := \frac{\mathbf{A}}{\mathbf{t} + \mathbf{B}} (\mathbf{ax} + \mathbf{bt} + \mathbf{c})^2 + \mathbf{C} \cdot (\mathbf{t} + \mathbf{B})^k \quad (7)$$

¹Universität Rostock, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz, Institut für Bodenkunde
e-mail: schmidt@agr.uni-rostock.de

Nach Bildung der partiellen Ableitungen und eines Koeffizientenvergleiches der Polynome in x und t erhalten wir als Lösung

$$b = \frac{pa}{P} = \frac{aK_1}{\theta_1} \quad (9)$$

$$A = \frac{-P}{2a^2(1+2p)} = \frac{-\theta_1 p}{2a^2(1+2p)K_1} \quad (10)$$

$$\begin{aligned} k &= \frac{2a^2 A}{P} \\ &= \frac{-1}{1+2p} \end{aligned} \quad (11)$$

3 Ansatz 2

Betrachtet werden jetzt die Parameterfunktionen

$$\begin{aligned} K(\theta) &:= K_1 \theta^{p+1} \\ D(\theta) &:= D_1 \theta^p \end{aligned} \quad (12)$$

Die Richards-Gleichung in der Form (2) besitzt damit die Gestalt

$$\theta_t := \theta^{p-1} \left(D_1 \theta \theta_{xx} + D_1 p (\theta_x)^2 + K_1 (p+1) \theta_x \theta \right) \quad (13)$$

Durch die Transformation $\theta := v^r$ mit $r = 1/p$ ergibt sich die einfachere Gleichung

$$v_t := D_1 v v_{xx} + D_1 \alpha (v_x)^2 + K_1 (r+1) v_x v \quad (14)$$

Dazu verwenden wir den Ansatz

$$v(x, t) := \frac{1}{At + B} (ax + b + c \ln(At + B)) + C(At + B)^k \quad (15)$$

Analog zu **Ansatz 1** kommt man zu

$$\begin{aligned} k &= -1 \\ A &= -K_1 a (\alpha + 1) = -K_1 a \frac{p+1}{p} \\ c &= -\frac{D_1 \alpha a}{K_1 (\alpha + 1)} = -\frac{D_1 a}{K_1 (p+1)} \end{aligned} \quad (16)$$

Unter Berücksichtigung von (16) erhält man

$$\theta(x, t) = \left[\frac{1}{At + B} (ax + b + c \ln(At + B)) \right]^{\frac{1}{p}} \quad (17)$$

4 Ansatz 3

Um eine allgemein verwendbare Lösung zu erhalten, werden die Funktionen der hydraulischen Bodeneigenschaften zunächst nicht festgelegt. Aus

$$\begin{aligned} \theta &= \theta(|h|) \\ K &= K(|h|) \end{aligned} \quad (18)$$

ergeben sich

$$\frac{d\theta}{d|h|} |h|_t = -K|h|_{xx} - \frac{dK}{d|h|} \left[|h|_x^2 - |h|_x \right] \quad (19)$$

Wir setzen

$$u(y) := |h(x, t)| \quad (20)$$

mit $y := ax + bt$ und erhalten aus (19)

$$b \frac{d\theta}{du} u' = -K a^2 u'' - \frac{dK}{du} \left[a^2 (u')^2 - au' \right] \quad (21)$$

Nach Integration erhält man

$$b\theta + C = -a^2 K u' + aK \quad (22)$$

Trennung der Variablen und Integration liefern

$$ax + bt + c = - \int_{U_0}^U \frac{a^2 K(v)}{b\theta(v) - aK(v) + C} dv \quad (23)$$

Daraus ergibt sich bei $C = 0$

$$ax + bt + c = - \int_{U_0}^U \frac{a}{\frac{b\theta(v)}{aK(v)} - 1} dv \quad (24)$$

Als (implizite) Randbedingung für $x = 0$ erhält man

$$t = -\frac{a}{b} \int_{U_0}^U \frac{1}{\frac{b\theta(v)}{aK(v)} - 1} dv - \frac{c}{b} \quad (25)$$

Ob sich das Integral auf der rechten Seite geschlossen lösen läßt, hängt nun von der expliziten Gestalt der Parameterfunktionen ab (s.u.). In den übrigen Fällen kann relativ leicht eine numerische Berechnung durchgeführt werden.

5 Eine Anwendung

Es wird **Ansatz 3** benutzt. Für die Parameterfunktionen wird das Modell von BROOKS und COREY angewendet:

$$\begin{aligned} \theta &= \left[\frac{h_l}{h} \right]^\lambda \\ K &= K_s \left[\frac{h_l}{h} \right]^{2+3\lambda} \end{aligned} \quad (26)$$

Dabei sind K_s die gesättigte Leitfähigkeit und h_l der Luftpunkt ($h_l < 0$). Mit

$$\begin{aligned} \theta_1 &= |h_l|^\lambda \\ K_1 &= K_s |h_l|^{2+3\lambda} \end{aligned} \quad (27)$$

gelangt man zu

$$\begin{aligned} \theta(|h|) &= \theta_1 |h|^{-\lambda} + \theta_r \\ K(|h|) &= K_1 |h|^{-3\lambda-2} \end{aligned} \quad (28)$$

Gleichung (24) liefert

$$ax + bt + c = -a \int_{U_0}^U \frac{1}{Av^{2\lambda+2} - 1} dv \quad (29)$$

mit

$$A = \frac{b\theta_1}{aK_1} \quad (30)$$

Unglücklicherweise hängt die Gestalt der Lösung vom Wert von λ ab.

Bei $\lambda = 0.25$, nach RAWLS et al. typischer Wert für sandy clay loam, und Substitution

$$w = \sqrt{v} \quad (31)$$

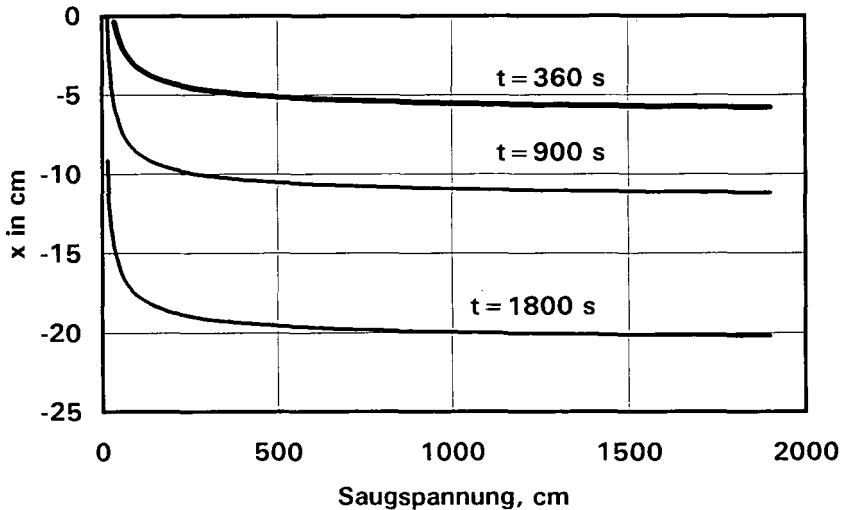
ergibt sich

$$ax + bt + c = 2a \int_{W_0}^W \frac{w}{Aw^5 - 1} dw \quad (32)$$

Die mittels MAPLE vollzogene Partialbruchzerlegung erbringt eine implizite, stückweise eindeutige Lösung, die somit punktweise aufgelöst werden kann.

Es wurden die Lösungen für $h_t = 25\text{cm}$ und $K_s = 1 \cdot 10^{-3}\text{cm/s}$ berechnet. Die Parameter b und c können zur Anpassung an die gewünschten Rand- und Anfangsbedingungen benutzt werden, a ist hingegen lediglich ein Normierungswert. Aus $a = 1$, $b = 0.01$ und $c = -15$ ergibt sich ein Infiltrationsfall. Wenn für $|h|$ das Intervall $(1, 2000)$ gewählt wird, ergeben sich für ausgewählte Infiltrationszeiten t die in der Abb. dargestellten Saugspannungsprofile.

Position der Infiltrationsfront



Einige Erfahrungen mit der erweiterten MUALEM-VAN-GENUCHTEN-Leitfähigkeitsfunktion und der Ermittlung ihrer Parameter aus Infiltrationsmessungen

von

Bohne, K.¹; Wessolek, G.²; Neumann, A.-K.¹

Problem

Die Ermittlung hydraulischer Bodeneigenschaften aus Infiltrationsmessungen ist der Gegenstand zahlreicher Arbeiten der jüngsten Vergangenheit (REYNOLDS, ELRICK 1992; WHITE et al. 1992; COOK, BROEREN 1994). Dabei steht die Verwendung von schwierig handhabbaren Tensionsinfiltrometern und/oder stationärer Fließzustände im Vordergrund des Interesses. Weiterhin basieren einige der empfohlenen Auswertungsmethoden auf der Exponentialfunktion der hydraulischen Leitfähigkeit, die eine realistische Abbildung realer Böden nur selten ermöglicht. Aus diesem Grunde wurde hier die Verwendung von Messungen mit Druckinfiltration (ponded infiltration) weiter untersucht, die auch mit Hilfe eines Druckaufnehmers und eines Dataloggers gut automatisiert werden können.

Theorie

Direkte Auswertung

Messungen der kumulativen Infiltration $I(t)$ lassen sich zunächst auf der Basis der Infiltrationsgleichung nach PHILIP

$$I(t) = S_{II} \sqrt{t} + At \quad (1)$$

S_{II} ponded sorptivity

auswerten, indem S_{II} unter Vernachlässigung des Gravitationsterms aus einer Kurzzeitmessung berechnet wird. Dieser Wert ist von der Druckhöhe auf der Bodenoberfläche H beeinflusst. Aus

$$S_{II} = \frac{S_0}{\sqrt{1 + \alpha * H}} \quad (2)$$

(ELRICK, REYNOLDS 1992) ergibt sich die Sorptivität bei $H=0$. (Empfohlener Richtwert für die meisten Böden $\alpha^* = 0.12 \text{ cm}^{-1}$). Aus diesem Wert kann dann, wenn im Zusammenhang mit dem Infiltrationsversuch $\Delta\theta$ gemessen wurde, auch das Matrixluxpotential Φ_m berechnet werden:

$$S_0 = \sqrt{b \Delta\theta \Phi_m} \quad (3)$$

$b=1.82$ (halbempirischer Parameter)

$$\Phi_m = \int_{h_i}^0 K(h) dh \quad (4)$$

h Porenwasserdruckhöhe

K_s hydraulische Leitfähigkeit gesättigt

Die hydraulische Leitfähigkeit läßt sich jedoch nur dann hieraus ableiten, wenn die Exponentialfunktion $K(h) = K_s \exp(\alpha h)$ als gültig angenommen wird. Es ergibt sich dann

¹ Universität Rostock, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz, Inst.f. Bodenkunde, 18051 ROSTOCK
e-mail: b01@cks1.uni-rostock.de

² Technische Univ. Berlin, Fachber. 14, Institut f. Ökologie, Abt. Bodenkunde, Salzufer 11-12, 10587 BERLIN

$$\Phi_m = \frac{K_s}{\alpha} (1 - \exp(-\alpha h_i)) \approx \frac{K_s}{\alpha^*} \quad (5)$$

Auch der Parameter A (Gl. 1) läßt sich aus einem Wert von I bei langer Infiltrationszeit gewinnen:

$$A = \frac{1}{t} (I - S_0 \sqrt{t}) \quad (6)$$

die empirische Beziehung $A = 0.357 K_s$ muß allerdings als unsicher betrachtet werden, da der Parameter A vom Anfangswassergehalt und der Infiltrationszeit abhängig ist. Damit sind den Möglichkeiten zur Gewinnung der Leitfähigkeitsfunktion auf diesem Wege enge Grenzen gesetzt.

Inverse Methode

Günstigere Bedingungen ergeben sich durch inverse Methoden. Diese sind besonders dann effektiv, wenn der Infiltrationsvorgang durch eine analytische Lösung der Richards-Gleichung abgebildet wird. Hierzu wurde die Infiltrationsgleichung von BARRY et al. (1995) verwendet, auf deren Darstellung hier aus Platzgründen verzichtet werden muß. Diese Gleichung hat sich für ein inverses Parameteroptimierungsverfahren als geeignet erwiesen. Auch in dieser Gleichung tritt die Sorptivität auf, die mit den Gleichungen (3) und (4) berechnet wird. Die für die numerische Integration von (4) notwendigen Werte der hydraulischen Leitfähigkeit werden aus der um den Parameter b erweiterten Leitfähigkeitsfunktion nach MUALEM

$$K(S_i) = K_s S_i^x \left(\int_0^{S_i} h(S)^{-b} dS / \int_0^1 h(S)^{-b} dS \right)^2 \quad (7)$$

berechnet. In Anlehnung an die von VAN GENUCHTEN (1980) angegebenen geschlossenen Lösungen wurde zur Berechnung von (7) hier die quasi-analytische Lösung

$$K(S_i) = K_s S_i^x \left(B_{\beta_i} (S_i^{1/m}, m + b/n, 1 - b/n) / B(m + b/n, 1 - b/n) \right)^2 \quad (8)$$

B Beta-Funktion, S effektive Sättigung; m, n Parameter des van-Genuchten-Modelles verwendet.

Frühere Versuche hatten bereits gezeigt, daß die Leitfähigkeitsfunktion durch den Parameter b flexibler wird, so daß eine bessere Anpassung an Meßwerte - wenn auch unter Verlust von Vorhersagemöglichkeiten - erreicht wird. Da eine hinreichend stabile Arbeitsweise eines nichtlinearen Parameteroptimierungsverfahrens, bei dem bis zu 8 Parameter zu bestimmen sind, nur dann zu erwarten ist, wenn ausreichende Prozeßdaten zur Verfügung stehen, werden zur Parameterbestimmung zusammen mit Infiltrationsdaten auch konventionell im Labor bestimmte Retentionsdaten verwendet. Eine Verminderung der Anzahl der simultan zu bestimmenden Parameter kann durch folgende Maßnahmen erreicht werden:

1. Festlegung des Tortuositäts-Parameters ($x=0.5$), Festlegung von m ($m=1-1/n$)
 2. Bestimmung von θ_r , θ_s , α , n aus den Retentionsdaten und von b, K_s aus den Infiltrationsdaten
- Für die Parametersuche können 2 Rechenprogramme zur Verfügung gestellt werden (FIBONACCI- und LEVENBERG-MARQUARDT-Verfahren, letzteres realisiert als Erweiterung des Programmes RETC).

Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse

Die „direkte“ Auswertung führt zu ähnlichen Werten der Sorptivität wie die inverse Methode. Sowohl durch die getrennte (Retentions- und Infiltrationsdaten werden getrennt behandelt) wie auch durch die simultane Parameteranpassung werden befriedigende Annäherungen an die Meßwerte erzielt. Der Parameter b verbessert die Anpassung an die Infiltrationsdaten (Abb.1). Mit den gefundenen Parametersätzen ist es möglich, sowohl Retentions- als auch Infiltrationsdaten zu berechnen (Abb.2,3). Durch verschiedene Parameteroptimierungsverfahren („getrennt“, „simultan“), durch verschiedene Leitfähigkeitsfunktionen (Gl. 7: $b=1$ oder b als Suchparameter) oder durch verschiedene Anfangswerte ergeben sich häufig unterschiedliche Parametersätze, von denen u.U. jeder die Meßda-

ten befriedigend simuliert. Die mit verschiedenen Parametersätzen berechneten hydraulischen Leitfähigkeiten stimmen jedoch nur in dem Bereich hinreichend überein, der für die Infiltration die größte Bedeutung hat. In einem der Untersuchungsfälle ergaben sich trotz idealer Anpassung zweier Parametersätze an die Infiltrationsdaten (hier nicht dargestellt) zwei im höheren Saugspannungsbereich sehr unterschiedliche Leitfähigkeitsfunktionen (In Abb.4 nur gekennzeichnet durch ihre b-Werte).

Schlußfolgerungen

1. Inverse Methoden liefern weitaus mehr Informationen als die direkte Auswertung von Infiltrationsdaten.
2. Durch den Parameter b wird die berechnete Infiltrationskurve besser an die Beobachtungsdaten anpaßbar.
3. Die berechneten hydraulischen Leitfähigkeiten sind bei Anwendung im Zusammenhang mit anderen Randbedingungen nur in dem Saugspannungsbereich hinreichend sicher, der bei dem beobachteten Fließprozeß maßgeblich beteiligt war.

Literatur

- Barry, D.A., Parlange, J.-Y., Haverkamp, R., Ross, P.J.: Infiltration under ponded conditions: 4. an explicit predictive infiltration formula. - Soil Sci 160(1995), 1, 8-17
- Cook, F.J., Broeren, A.: Six methods for determining sorptivity and hydraulic conductivity with disc permeameters. - Soil Sci. 157(1994) 1, 2-11
- Elrick, Reynolds : Infiltration from constant-head well permeameters and infiltrometers IN: Advances in Measurement of Soil Properties, Soil Sci. Soc. Am. Special Publication no.30(1992), Madison, WI, pp. 1-24
- White, I., Sully, M.J., Perroux, K.M.: Measurement of surface-soil hydraulic properties: Disc permeameter, tension infiltrometers and other techniques. IN: Advances in Measurement of Soil Properties, Soil Sci. Soc. Am. Special Publication no.30(1992), Madison, WI, pp. 69-103

Ponded infiltration, Debrecen (schluffiger Lehm)

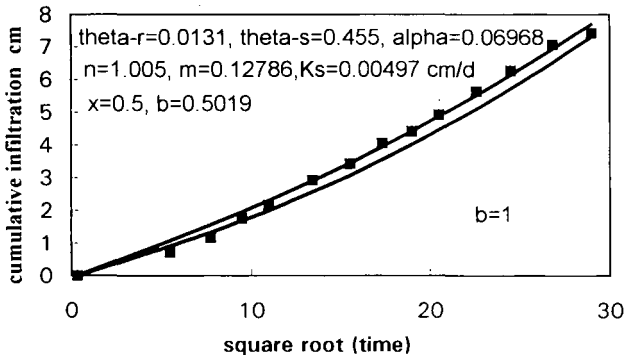


Abb.1

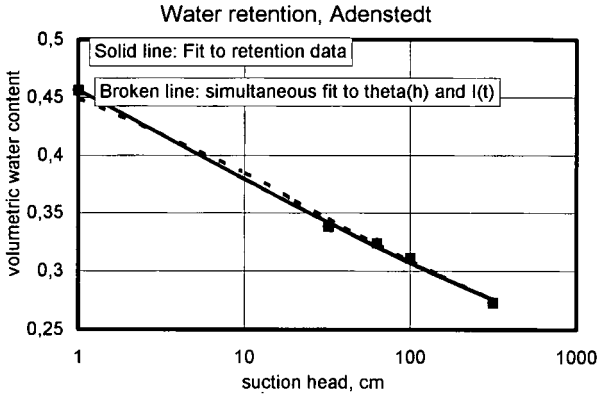


Abb.2

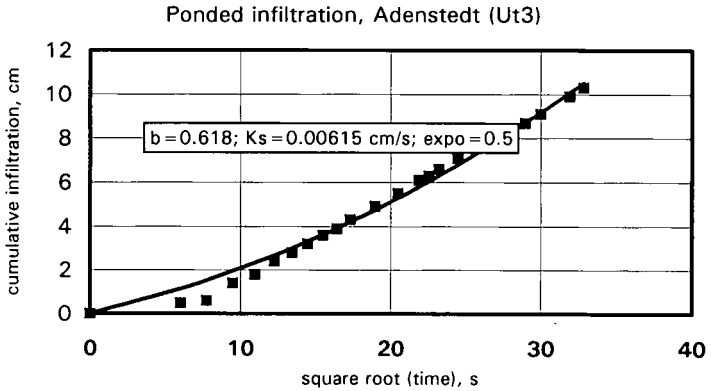


Abb.3

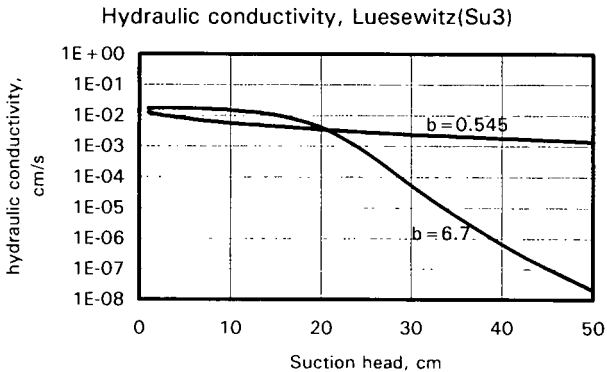


Abb. 4

Untersuchung der Hysterese hydraulischer Funktionen von Böden mittels inverser Simulation

von

Schultze, B.*; Zurmühl; T.**; Durner, W.***

1. Einleitung

Die Hysterese der hydraulischen Funktionen von Böden ist für die Beschreibung des Wasser- und Stofftransportes unter instationären Fließbedingungen in der ungesättigten Zone von großer Bedeutung (Nielsen et al., 1986). In verschiedenen Arbeiten wurde gezeigt, welche Fehler beim Wasser- und Stofftransport auftreten, wenn die Hysterese vernachlässigt wird. Zur Beschreibung der Hysterese stehen eine Reihe von Modellen zur Verfügung (z.B. Mualem, 1984; Scott et al., 1983). Die Bewertung der Modelleignung erfolgt in der Regel durch den Vergleich von gemessenen Punkten der Retentionscharakteristik mit den Modellfunktionen der Erstentwässerungskurve, Hauptbe- und entwässerungskurve (main loops) und der Scanning-Kurven (scanning loops). Es wird hierbei davon ausgegangen, daß der Hysteresezustand durch Gleichgewichtsmodelle repräsentiert werden kann.

2. Methodik

Im Gegensatz zur klassischen Gleichgewichts-Meßtechnik versuchen wir, die Parameter von hysteretischen Modellen der hydraulischen Eigenschaften durch inverse Simulation instationärer Fließexperimente zu bestimmen. Hierzu werden mit einer computergesteuerten Versuchsanlage große ungestörte Bodensäulen (1000 cm^3) von Sättigung ausgehend zunächst bis zu einem niedrigen Potential entwässert, dann wieder aufgesättigt und anschließend wiederholt Hystereseschleifen durchfahren. Die Änderung des Druckes am unteren Rand erfolgt dabei in mehreren kleinen Schritten (*Multistep-Verfahren*). Die Simulation der Experimente erfolgte mit einem numerischen Modell auf Basis der Richardsgleichung unter Verwendung des van Genuchten/Mualem-Modells für die hydraulischen Eigenschaften (Zurmühl, 1994).

Der Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Wasserflüssen, Wassergehalten und Potentialen in zwei unterschiedlichen Tiefen erlaubt es, die Eignung der Hystereseemodelle zu vergleichen und generelle Rückschlüsse zur Validität der Hystereseansätze zu ziehen.

* Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, E-mail <bernd.schultze@uni-bayreuth.de>

** Inst.-für Bodenkunde, Abt. Bodenphysik, Universität Hohenheim, E-mail <tzurmuhl@uni-hohenheim.de>

*** Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, E-mail <wolfgang.durner@uni-bayreuth.de>

Abbildung 2 zeigt die hydraulischen Funktionen für die getrennte Simulation von Aus- und Rückfluß. Auf der linken Seite ist ein Ausschnitt der $\theta(\psi)$ - Charakteristiken mit den main-loops und drei scanning-loops dargestellt (gestrichelte Linien), die sich durch individuelle inverse Simulation der jeweiligen Experimentabschnitte ergeben. Zum Vergleich sind zusätzlich die scanning-loops eingezeichnet, die durch das Modell von Scott et al. (1983) vorhergesagt werden (gepunktete Linien). Es ist erkennbar, daß die Abweichungen zwischen den Kurven nahe des Lufteintrittspunktes am ausgeprägtesten sind. Die rechte Seite zeigt die $K(\theta)$ -Funktionen für die main-loops. Da die separate Optimierung der Hauptentwässerungs- und Hauptbewässerungskurven verschiedene Parameter n des van Genuchten Modells ergaben, zeigen die damit assoziierten $K(\theta)$ -Funktionen eine ausgeprägte Hysterese. Dies steht im Gegensatz zu der Grundannahme des Kool und Parker Hysterese Modells.

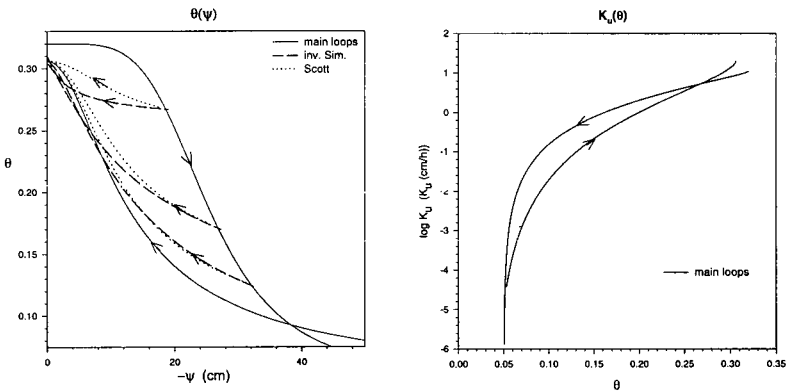


Abb. 2: Hydraulische Funktionen der getrennten Simulation von Aus- und Rückfluß. Links: $\theta(\psi)$ -Charakteristik mit main-loops und scanning-loops; Rechts: $K(\theta)$ -Charakteristik der main-loops.

4. Zwischenbilanz

1. Das Hysteresemodell nach Scott et al. (1983) bzw. dessen Erweiterung nach Kool und Parker (1987) kann die beobachteten Verläufe der Potentiale und Aus/Rückflüsse nicht valide beschreiben!
2. Die optimierten $K(\theta)$ -Funktionen weisen eine ausgeprägte Hysterese auf (Realität oder Artefakt durch Kopplung der van Genuchten/Mualem-Funktionen über den Optimierungsparameter n ?)
3. Die Abweichungen zwischen den Retentionsfunktionen der Scanning-Kurven nach dem Scott'schen Hysteresemodell und den individuellen inversen Simulationen sind nahe des gesättigten Bereichs am meisten ausgeprägt (Problem Mehrphasenfluß?)
4. Der verwendete Sand weist im gesättigten Bereich ein ausgeprägtes dynamisches Verhalten auf. Die Diskussion dieses Effekts ist allerdings nicht Gegenstand dieses Beitrags.

3. Erste Ergebnisse

Abbildung 1 zeigt die Verläufe der gemessenen und simulierten Aus- und Rückflüsse (oben) und der Potentiale der beiden Tensiometer (unten). Im linken Teil der Abbildung wurde die inverse Simulation des Ausflusses und des Rückflusses getrennt durchgeführt, im rechten erfolgte die Simulation von Aus- und Rückfluss gekoppelt mit dem Hysterese-Modell von Kool und Parker (1987). In der Zielfunktion für den Minimierungsalgorithmus gingen in beiden Fällen in gleicher Wichtung die Abweichungsquadrate von simulierten und gemessenen Tensionen und Ausflüssen ein (siehe Zurmühl, 1994).

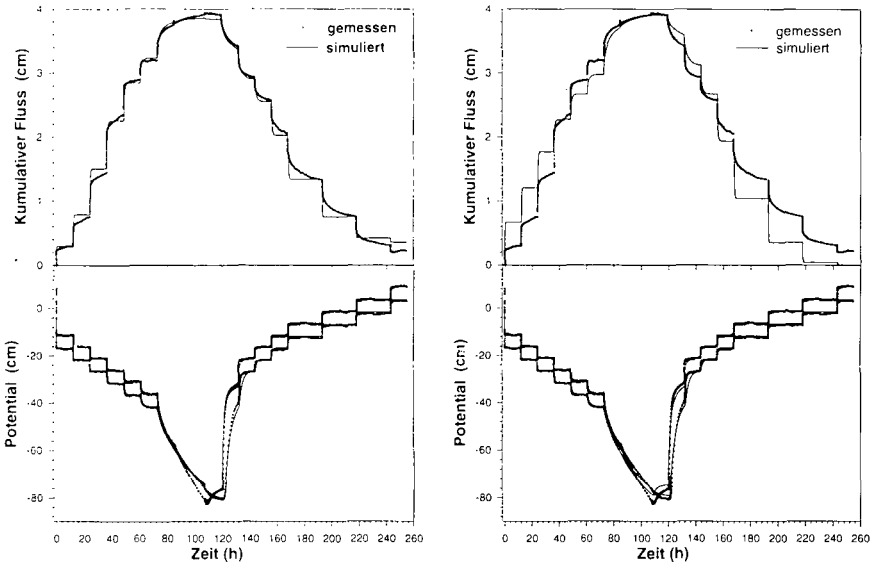


Abb. 1: Gemessene und simulierte Verläufe für Aus- und Rückfluß (oben) und Potentiale (unten). Dargestellt sind die Messungen der Hauptentwässerungs- und Hauptbewässerungskurve. Links: getrennte Simulation von Aus- und Rückfluß; Rechts: Simulation mit Hysterese-Modell nach Kool und Parker (1987).

Es ist erkennbar, daß die Potentialverläufe in beiden Simulationen ähnlich gut nachvollzogen werden. Der Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Ausflüssen macht jedoch deutlich, daß bei der getrennten Parameteroptimierung (Abb. 1, links oben) die Ausflußplateaus gut getroffen werden, während die gemeinsame Optimierung beider Äste mit dem Modell von Kool und Parker (1987) (Abb. 1, rechts oben) eine sehr schlechte Übereinstimmung ergibt. Weiterhin ist erkennbar, daß Aus- und Rückflußraten nach jedem Druckschritt nur langsam abklingen, während die Tensiometer sehr schnell im Gleichgewicht sind. Dieses Phänomen hängt nicht mit der Hysterese der pF-WG-Kurve zusammen, sondern drückt einen dynamischen Fließprozeß aus, dessen Beschreibung mit dem Modell der Richardsgleichung und einer statischen pF-WG-Charakteristik nicht möglich ist.

5. Literatur

- Kool J.B., J.C. Parker (1987): Development and evaluation of closed-form expressions for hysteretic soil hydraulic properties. *Water Resour. Res.* **23**, 105-114
- Mualem Y. (1984): A modified dependent-domain theory of hysteresis. *Soil Science* **137**, 283-291.
- Nielsen D.R., M.Th. van Genuchten und J.W. Biggar (1986): Water flow and solute transport process in the unsaturated zone. *Water Resour. Res.* **22**, 89-108
- Scott P.S., G.J. Farquhar und N. Kouwen (1983): Hysteretic effects on net infiltration. Advances in infiltration. *Am. Soc. Agric. Eng. Publ.* 11-83, 163-170, St. Josephs, Michigan.
- Zurmühl T. (1994): Validierung konvektiv-dispersiver Modelle zur Berechnung des instationären Stofftransportes in ungestörten Bodensäulen. *Bayreuther Bodenkundliche Berichte* **36**, 1-204.

Über die Gültigkeit von Materialfunktionen, am Beispiel von pF/WG-Funktionen

von

Junkersfeld, L.*

Materialfunktionen haben einen bestimmten Gültigkeitsbereich, welcher als Ausschnitt des Zustandsraumes zu sehen ist. Beim Verlassen des Gültigkeitsraumes ist mit irreversiblen Materialveränderungen zu rechnen, wobei irreversible Prozesse oft innerhalb mehrerer Zyklen erfolgen. Im folgenden soll die Begrenzung des Gültigkeitsraumes an zwei Beispielen gezeigt werden, und zwar an den Faktoren "Behandlung des Materiales" und "Alterung".

2 Material und Methode

Bei dem verwendeten Material handelt es sich um Aggregate eines B_t -Horizontes aus einer pseudo-vergleyten Parabraunerde aus Geschiebemergel mit 17,8 % Ton, 26,2 % Schluff und 56,1 % Sand. Für die Untersuchungen wurden einerseits Aggregate aus dem natürlich Bodenverband entnommen sowie andererseits Aggregate verwendet, die aus homogenisiertem Bodenmaterial nach einer Restrukturierungsdauer von etwa einem Jahr (darin: sechsmalige Be- und Entwässerung bis -600 hPa) im Labor hergestellt worden waren.

Die Variante "frei gequollene" Aggregate wurde zuerst aus dem Bodenverband herauspräpariert und dann aufgesättigt, wohingegen die Variante "in situ gequollen" im Bodenverband (d.h. mit Auf- und Seitenlast) aufgesättigt und danach herauspräpariert wurde.

An den 1-2 cm im Durchmesser großen Einzelaggregaten wurde eine Bestimmung des Wassergehaltes in Abhängigkeit vom Entwässerungsgrad durchgeführt. Dazu wurde nach der Entwässerung auf verschiedene pF-Stufen über keramische Platten der Wassergehalt gravimetrisch ermittelt.

Darüberhinaus erfolgte eine Bestimmung des Gesamtporenvolumens durch submerse Wägung der entwässerten Aggregate in Öl. Anhand der Formel $GPV = 1 - (d_B/d_F)$ ließ sich dann das Gesamtporenvolumen für einzelne Entwässerungsstufen errechnen. Die Messungen wurden jeweils an etwa 30 bis 40 Einzelaggregaten wiederholt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Faktor *Behandlung*

Abb. 1 zeigt die pF/WG-Beziehung von strukturierten Einzelaggregaten aus dem natürlichen Bodenverband. Wie zu erwarten war, nimmt der Wassergehalt mit zunehmender Entwässerung ab.

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, CAU Kiel, Olshausenstr. 20-40, 043/880-3198

Bei vollständiger Sättigung geht man üblicherweise davon aus, daß alle vorhandenen Poren wasser-gefüllt sind, bezeichnet diesen Punkt als "Gesamtporenvolumen" (GPV, bei ca. 42 Vol%) und behandelt ihn als Konstante über alle Entwässerungsstufen.

Im vorliegenden Fall wurde jedoch zu jeder pF-Stufe das GPV am einzelnen Aggregat ermittelt. Es zeigt sich, daß das konkret bestimmte GPV nicht mit dem auf übliche Weise bestimmten Wert übereinstimmt. Das für die jeweilige Entwässerung bestimmte GPV ist vielmehr **keine Konstante**, sondern nimmt ebenfalls mit zunehmender Austrocknung infolge nicht stabiler Porensysteme (schrumpfungsbedingt) ab. Dies bedeutet, daß man - hält man sich an den konstanten Wert - das GPV im Bereich nahe Sättigung unterschätzt und bei größerer Austrocknung überschätzt.

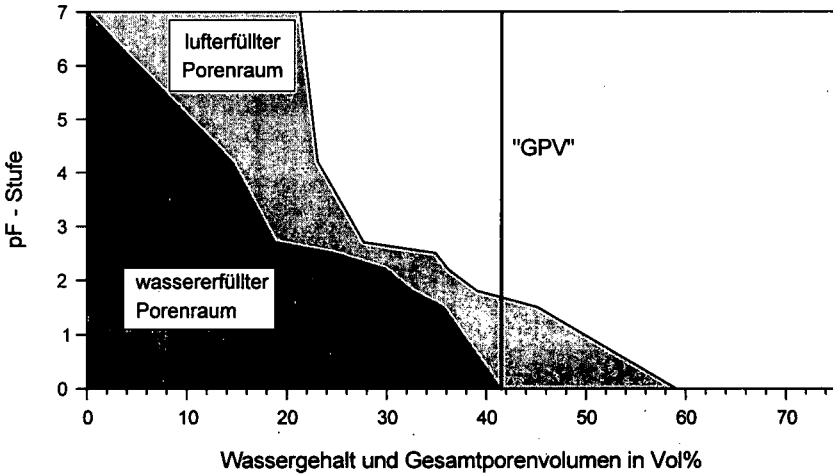


Abb. 1 pF/WG-Beziehung von Einzelaggregaten aus strukturiertem Boden

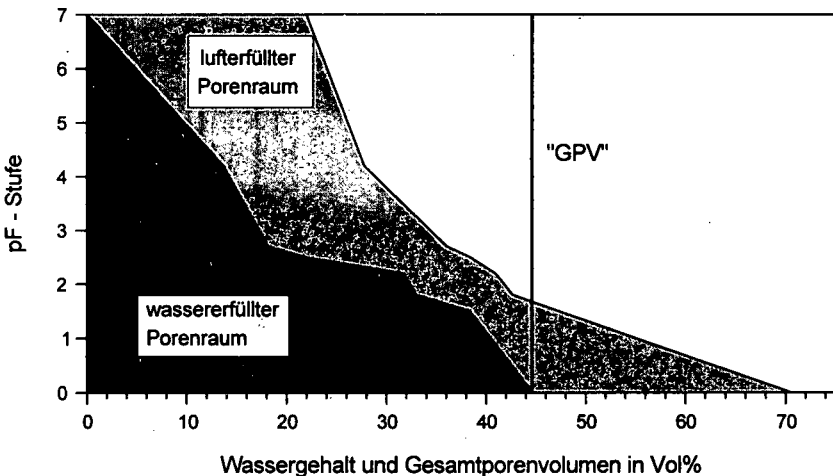


Abb. 2 pF/WG-Beziehung restrukturierender Einzelaggregate

Abb. 2 zeigt an Einzelaggregaten aus zuvor homogenisiertem und sich nun restrukturierendem Material identische Tendenzen. Auch hier verändert sich das ermittelte GPV in Abhängigkeit von der Entwässerungsstufe. Im Vergleich zu Abb. 1 wird jedoch deutlich, daß bei dieser Variante noch mehr luftgefüllter Porenraum vorhanden ist. Mit anderen Worten: Die Strukturierung dieser Variante ist weniger weit fortgeschritten. Die Abbildungen 1 und 2 zeigen im Vergleich unterschiedliche pF/WG-Beziehungen, obwohl es sich um das identische Material im Sinne der Korngrößenanalyse handelt. Folglich verursachen Strukturänderungen Abweichungen bei der Materialfunktion "pF/WG-Beziehung".

In Abb. 3 sind die beiden pF/WG-Kurven (wassererfüllter Porenraum) aus den Abbildungen 1 und 2 noch einmal im Vergleich dargestellt. Unterschiede zwischen den beiden Graphen finden sich im Bereich zwischen Sättigung und pF 2.7. Bei stärkerer Austrocknung sind die Werte nahezu identisch. Es wäre zu erwarten gewesen, daß auf Grund der fehlenden Strukturierungsmöglichkeit die Variante "restrukturierend" bei gleicher Entwässerung mehr Wasser beinhaltet als die Variante "strukturiert". Das dies nicht so ist, legt den Rückschluß nahe, daß auch die Variante "strukturiert" noch nie stärker als bis pF 2.7 ausgetrocknet war. An dieser Stelle ist demnach eine Grenze für den Gültigkeitsbereich der Materialfunktion erreicht.

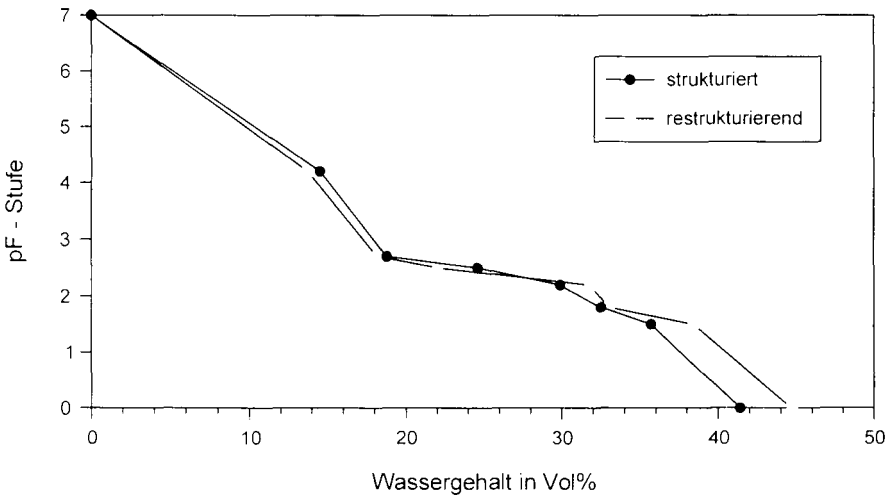


Abb. 3 pF/WG-Beziehung im Vergleich, strukturierte und restrukturierende Einzelaggregate

Faktor *Alterung*

Beim Vergleich der Behandlungen "frei" und "in situ" gequollener Aggregate aus sich restrukturierendem Material waren entgegen den Erwartungen die Differenzen mit Ausnahme zweier Entwässerungsstufen nahezu gleich (Abb. 4). Die scheinbar zu geringen Wassergehalte bei pF 1.5 und 2.7 sind durch mehrfache Meßwiederholungen bestätigt worden. Die Erklärung hierfür ist vermutlich darin zu suchen, daß das sich restrukturierende Bodenmaterial für "in situ" gequollene Aggregate ca. 8 Wochen bei pF 1.5 gelagert hatte. In dieser Zeit könnten physico-chemische Prozesse an den Porenwänden stattgefunden haben, die eine korrekte Entwässerung des Porensystemes verhindern, sobald die Entwässerung den vorherigen Zustand übersteigt (siehe hierzu auch: WAN und

WILSON (1992), BACHMANN (1988), LYNCH UND BRAGG (1985) sowie EHLERS et al. (1979)).

Das Ergebnis bestätigt sich dadurch, daß bei pF 2,7, der Entwässerung bis zu der das Versuchsmaterial bei der Restrukturierungsphase mehrfach und maximal ausgetrocknet war. dasselbe Phänomen eintritt. Demnach werden Materialfunktionen in ihrem Verlauf auch durch Alterungsprozesse beeinflußt.

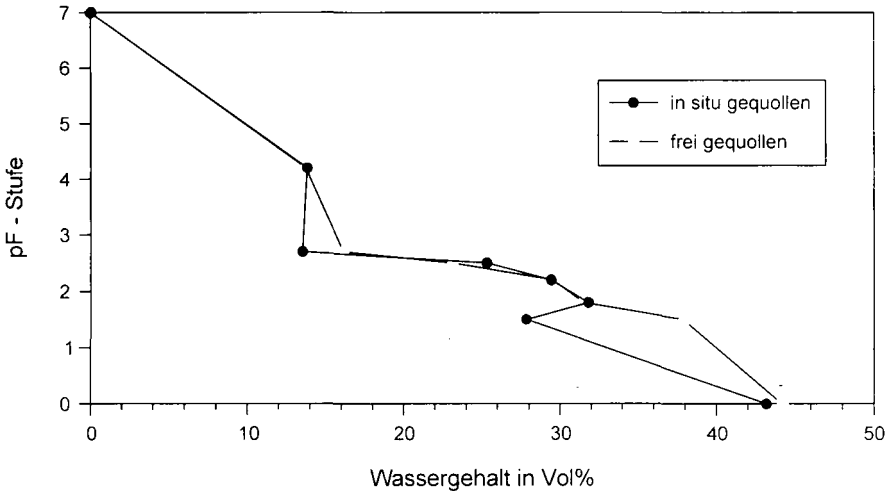


Abb. 4 pF/WG-Beziehung restrukturierender Aggregate

4 Zusammenfassung

Der Wassergehalt ist nicht nur eine Funktion der Wasserspannung, sondern hängt von weiteren Faktoren ab (Struktur, Zeit, ...). Es ist notwendig, den Gültigkeitsbereich der Materialfunktion "pF/WG-Beziehung" exakt zu beachten. Bei Überschreitung der Grenzen treten neue Effekte auf. Damit ist auch die Verwendbarkeit der Funktion eingeschränkt. Man sollte sie nicht als unveränderlich betrachten und mit Vorsicht zur Berechnung weiterer Parameter benutzen. Es gibt nicht "die" pF-Kurve zu einem Material.

5 Literatur

- Bachmann, J.: Dissertation Uni Hannover, 1988.
Ehlers, W.; Grimme, K. und Köpke, U.: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 29, 79-88, 1979.
Lynch, J. M. und Bragg, E.: Adv. Soil Sci., 2, 133-171, 1985.
Wan, J. und Wilson, J.: Proceedings of 12th Annual Am. Geophys. Union, 31.3.-3.4.1992. Colorado State University, Fort Collins, Colorado.

Bestimmung der Vorbelastung bei veränderter und zugelassener Seitendehnung - Teil I: Theoretische Grundlagen und Auswertungsverfahren

von

Gräse, W.; Nissen, B.¹

1. Der Begriff der Vorbelastung

Obwohl die Vorbelastung σ_p heute in der Bodenphysik häufig als eine Größe zur Charakterisierung der mechanischen Eigenschaften auch von ungesättigten Böden verwendet wird, ist für diesen Fall weder ihre Definition noch ein Standardmeßverfahren mit der Eindeutigkeit festgelegt, die sich ein Naturwissenschaftler wünscht. Dies ist nicht zuletzt in der Vorstellung begründet, die bereits in der Begriffsbildung „Vorbelastung“ zum Ausdruck kommt: Man stellt sich eine Materialgröße vor, die die größte in der Vergangenheit auf einen Boden ausgeübte mechanische effektive Normalspannung angibt und die dem Boden quasi als Gedächtnis eingeprägt ist. Diese bliebe solange eine Materialkonstante, wie der Boden keiner höheren Belastung und keinen Lockerungsprozessen unterworfen wird. Die Messung einer Materialgröße kann jedoch nie als direkte Erfassung von Vorgängen in der Vergangenheit, sondern nur durch Untersuchung aktuellen Materialverhaltens erfolgen. Die praktische Erfahrung zeigt, daß eine Vorbelastung in dem oben skizzierten Sinn einer eindeutigen Materialkonstanten meßtechnisch nicht zugänglich ist, sondern das Meßresultat deutliche Abhängigkeiten von aktuellen Rand- und Anfangsbedingungen des Meßvorgangs aufweist. Insbesondere ist eine Abhängigkeit von der Wasserspannung bei Meßbeginn festzustellen, womit einerseits die Vorbelastung von einer Materialkonstanten zu einer Materialfunktion wird, andererseits die Interpretation dieser Größe als maximale bisher aufgetretene mechanische Belastung problematisch wird.

Ermittelt wird die Vorbelastung i. a. aus dem Abknickpunkt der $e\text{-}\log(\sigma_1)$ -Kurve im Ödometerversuch, wobei e die Porenziffer, σ_1 die 1. Hauptspannung bezeichnet. Dabei existieren aber keine verbindlichen Vorschriften darüber, ob der Versuch bei konstanter Wasserspannung ψ , konstantem gravimetrischem Wassergehalt θ_g oder als frei drainierter Versuch (θ_g konstant bis Sättigung, danach konstantes $\psi=0$) durchzuführen ist. Ferner werden die Messungen unterschiedlicher Laststufen meist an derselben, von einigen Autoren aber auch an verschiedenen Proben durchgeführt. Dabei wird in letzterem Fall durch die Heterogenität der Stichproben die $e\text{-}\log(\sigma_1)$ -Kurve von einem so starken Rauschen überlagert, daß der Abknickpunkt oft nur noch mit großer Unsicherheit ermittelt werden kann. Für die Bestimmung des Abknickpunktes gilt das grafische Verfahren nach CASAGRANDE (1936) als Standard. Da dies Verfahren in der Praxis oft ein erhebliches subjektives Element aufweist, wurden viele alternative Verfahren vorgeschlagen (z. B. BURMISTER 1951, SCHWERTMANN 1955, LEBERT & HORN 1991, DIAS JUNIOR & PIERCE 1995; SÄLLFORS 1975 verwendet die $\Delta V/V_0\text{-}\sigma_1$ -Kurve, JOSE et al. 1989 die $\log(e)\text{-}\log(\sigma_1)$ -Kurve), deren Resultate jedoch nur begrenzt vergleichbar oder die nur für bestimmte Bodenarten oder Feuchtestufen geeignet sind.

1) Christian-Albrechts-Universität, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Ohlshausenstr. 20-40, D-24118 Kiel

2. Theorie der Vorbelastungs-Messung

Bei der Bestimmung der Vorbelastung wird generell von einer $e\text{-log}(\sigma_1)$ -Kurve ausgegangen, die durch zwei gerade Abschnitte unterschiedlicher Steigung gegeben ist, die bei $\sigma_1 = \sigma_p$ ineinander übergehen. Daß dies nur für einen begrenzten Auflastbereich gelten kann, liegt auf der Hand, da dies für $\sigma_1 \rightarrow \infty$ zu negativen Porenziffern, für vollständige Entlastung ($\sigma_1 \rightarrow 0$) dagegen zu unendlich lockeren Böden führen würde. Entsprechend muß es eine von 0 verschiedene Untergrenze des Meßbereiches für die Vorbelastung geben.

Wie gesagt wird bei der Bestimmung der Vorbelastung eine aktuelle Bodeneigenschaft gemessen, nämlich ein kritischer Spannungswert, bei dessen Überschreitung sich eine deutliche Änderung des Kompressionsverhaltens des Bodens zeigt. Idealisiert wird dies als Übergang von einem elastischen (Wiederverdichtungsbereich) zu einem überwiegend plastischen Prozeß (Erstverdichtungsbereich) beschrieben. Für eine reine Kompression (hydrostatische Belastung in der Triaxialzelle) bedeutet dies einen Knickpunkt in der $K_c(\sigma_{oc})$ -Kurve (Volumenkompressionsmodul), im Ödometer oder bei zugelassener Seitendehnung kann auch ein entsprechendes Umbiegen der Schubmodulfunktion $G(\sigma_{oc})$ von Bedeutung sein. Dabei sind die Moduli durch $d\sigma_{oc} = -K_c \cdot dV/V$ bzw. $d\sigma_s = G \cdot d\epsilon_s$ definiert mit Scherspannung σ_s und Scherverformung ϵ_s und werden vereinfachend als Funktion der mittleren Normalspannung σ_{oc} angenommen.

Detaillierte Untersuchungen, ob der σ_{oc} -Wert des Umbiegepunktes von $K_c(\sigma_{oc})$ stets mit demjenigen von $G(\sigma_{oc})$ identisch ist, liegen nicht vor, da insbesondere die isolierte Messung des Schubmoduls ohne den Einfluß von Kompressionsprozessen kaum möglich ist. Die gleiche Lage der Umbiegepunkte ist aber bei gleichem Prozeßablauf als sicher anzunehmen, da die Prozesse, die zu diesem Umbiegen führen, nämlich Aggregatzerstörung, Scherbruch, Partikeleinregelung und Aufbrechen von Brücken zwischen Partikeln zwangsläufig sowohl das Kompressions- als auch das Scherverhalten eines Bodens beeinflussen. Nun ist

vielfach bei Böden, besonders wenn sie bereits stärker verdichtet sind, das Umbiegen der $G(\sigma_{oc})$ -Kurve viel stärker ausgeprägt als dasjenige der $K_c(\sigma_{oc})$ -Kurve. Daher kann in Meßverfahren, bei denen Scherprozesse eine größere Rolle spielen, also insbesondere bei Belastungsversuchen mit zugelassener Seitendehnung (Abb. 1), z. B. beim Plattendruckversuch, das Abknicken der Setzungskurve oft deutlicher sein und damit die Bestimmung der Vorbelastung zuverlässiger erfolgen als in Anordnungen, in denen reine Divergenzverformung dominiert. Experimentelle Ergebnisse dazu werden in Teil II vorgestellt.

Daß die Normierung eines Meßverfahrens mit zugelassener Seitendehnung ungleich schwieriger ist als die eines Ödometerverfahrens sei hier nur kurz erwähnt, ebenso wie das Problem, daß aufgrund des gegenüber dem Ödometerversuch veränderten Prozeßablaufs auch eine Verschiebung des Umbiegepunktes zu erwarten ist, die wohl meist gering sein dürfte, aber letztlich nicht bekannt ist.

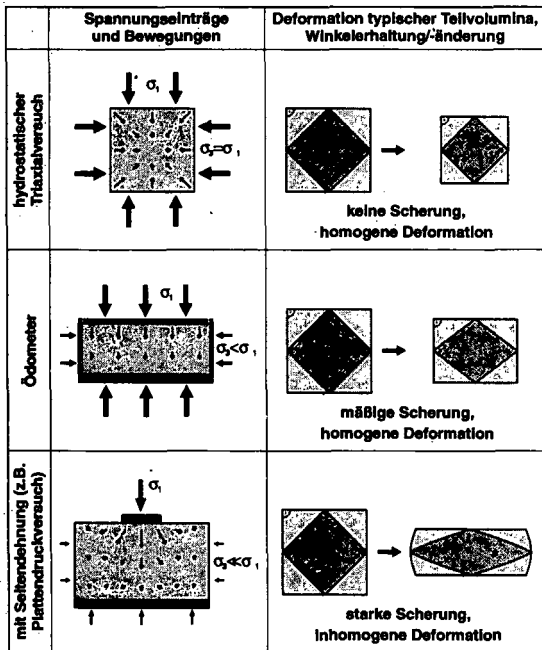


Abb 1: Lasteintrag, Partikelbewegung und Deformation bei verschiedenen Belastungsversuchen.

3. Ein einfacher Ansatz zur Bestimmung der Vorbelastung aus Drucksetzungskurven

Die Schwierigkeit des Standardverfahrens nach CASAGRANDE (1936), daß es aufgrund seiner grafischen Vorgehensweise keine vollständig bearbeiterunabhängigen Resultate liefert, wurde bereits angesprochen. Einige der übrigen genannten Auswertungsverfahren für Drucksetzungskurven lösen zwar dieses Problem, jedoch ist ihnen allen gemeinsam, daß sie keinerlei Aussage über die Genauigkeit der einzelnen Vorbelastungsmessung machen, obwohl dies gerade dann, wenn nur wenige Parallelen gemessen werden, von großer Wichtigkeit wäre. Besonders bei Böden mit nur schwach ausgeprägtem Umbiegepunkt der Drucksetzungskurve, z. B. stark gestörten Böden oder solchen mit hohem Wassergehalt, kann die Vorbelastung-Einzelmessung erhebliche Unsicherheiten aufweisen, ebenso bei Verwendung unterschiedlicher Proben für die einzelnen Laststufen. Darüber hinaus sind Verfahren, die die Erstverdichtungslinie nur aus den Meßwerten der beiden höchsten Laststufen bestimmen (BURMISTER 1951, SCHWERTMANN 1955, SALLFORS 1975, JOSE et al. 1989), sehr empfindlich gegenüber Meßgenauigkeiten bei diesen Laststufen.

Daher wird im folgenden ein numerische-statistisches Verfahren skizziert, das ohne subjektive Komponente und bei gleichrangiger Behandlung der Meßwerte aller Laststufen sowohl die Vorbelastung als auch deren asymptotischen Standardfehler bestimmt. Verwendet wird ein gängiges Verfahren nichtlinearer multipler Regression (Levenberg-Marquardt-Verfahren, LEVENBERG 1944, MARQUARDT 1963), wie es in verschiedenen Statistik-Programmen auch für PC verfügbar ist. Geht man von einer $e\text{-}\log(\sigma_1)$ -Kurve mit zwei Asymptoten aus (Abb. 2), so erfordert die Beschreibung der Asymptoten vier Regressions-Koeffizienten, ein fünfter („Glättungsparameter“ = Halbbreite des Umbiegebereichs in dekadisch logarithmischen Einheiten) wird benötigt, wenn die Beschreibung unterschiedlich breiter Umbiegebereiche möglich sein soll. Abweichend vom Casagrande-Verfahren wird als Vorbelastung nicht der Punkt der stärksten Krümmung der Kurve, der ohnehin oft nur recht willkürlich festgelegt werden kann, da Drucksetzungskurven vielfach nur einen oder gar keine Meßpunkte im Umbiegebereich aufweisen, sondern der Schnittpunkt der asymptotischen Geraden verwendet. Im allgemeinen unterscheiden sich beide Punkte auch nur geringfügig, d. h. ihre Differenz ist weit geringer als die Streuung der Vorbelastung in natürlichen Böden durch kleinräumige Heterogenität.

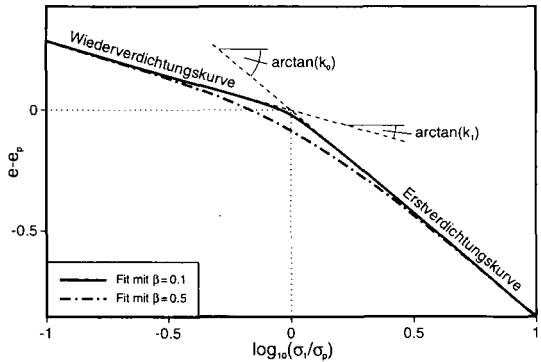


Abb. 2: Verlauf der $e\text{-}\log(\sigma)$ -Kurve und Bedeutung der vier erforderlichen Fitparameter und des Glättungsparameters.

Seien die Asymptoten an die Erst- und die Wiederverdichtungskurve gegeben durch

$$e_0(\sigma_1) = e_p + k_0 \cdot \log_{10}(\sigma_1 / \sigma_p) \tag{1}$$

$$e_1(\sigma_1) = e_p + k_1 \cdot \log_{10}(\sigma_1 / \sigma_p) \tag{2}$$

Dann wird für die gesamte $e\text{-}\log(\sigma_1)$ -Kurve die Parametrisierung

$$\begin{aligned} e(\sigma_1) &= -\beta \cdot (k_1 - k_0) \cdot \log_{10} \left(10^{-e_0(\sigma_1) / (\beta \cdot (k_1 - k_0))} + 10^{-e_1(\sigma_1) / (\beta \cdot (k_1 - k_0))} \right) \\ &= e_p + k_0 \cdot \log_{10}(\sigma_1 / \sigma_p) - \beta \cdot (k_1 - k_0) \cdot \log_{10} \left(1 + (\sigma_1 / \sigma_p)^{-1/\beta} \right) \end{aligned} \tag{3}$$

mit den Regressionskoeffizienten σ_p , c_p , k_0 und k_1 mit $k_0 < k_1 \leq 0$ sowie dem Glättungsparameter β verwendet (in der Praxis wird allerdings $\log_{10}(\sigma_p)$ statt σ_p als Koeffizient verwendet, da dies i. a. das Konvergenzverhalten des Levenberg-Marquardt-Verfahrens verbessert). Bei umfangreichen Datensätzen mit mehreren Meßpunkten im Umbiegebereich können alle fünf Parameter angepaßt werden, bei kleineren Datensätzen sollte β vorgegeben werden. Für $\beta \rightarrow 0$ erfolgt der Übergang zwischen beiden Kurvenästen als scharfes Abknicken, für große β als sanft geglätteter Übergang. Praktisch hat sich $\beta=0.05$ als gute Vorgabe erwiesen, für $\beta > 0.5$ ist häufig keine Konvergenz des Levenberg-Marquardt-Verfahrens mehr erreichbar (daher muß bei 5-parametrigter Anpassung der Startwert für β klein genug gewählt werden). Solange Konvergenz gewährleistet bleibt, erweist sich der Einfluß der Wahl von β auf die übrigen Fitparameter i. a. als vernachlässigbar.

Den Vorteilen des skizzierten Verfahrens wie. Bearbeiterunabhängigkeit, geringe Sensibilität gegenüber Meßfehlern durch gleichrangige Verwendung aller Meßpunkte, möglichst gute Repräsentation der Meßdaten durch die Fitkurve und statistische Abschätzung asymptotischer Standardfehler der Fitparameter stehen einige z. T. eher theoretische Nachteile gegenüber. So ist die multiple nichtlineare Regression nicht global konvergent; die bisherigen Erfahrungen sprechen aber dafür, daß die Konvergenzradien so groß sind, daß bei Wahl halbwegs plausibler Startwerte für die Parameter stets Konvergenz erreicht wurde. Nur bei Datensätzen, die einen Abknickpunkt kaum erkennen lassen, bleibt das Verfahren i. a. divergent. Häufiger tritt das Problem der Konvergenz gegen ein lokales Minimum des Residuums auf. Eine praktikable Lösung besteht darin, das Iterationsverfahren auf einem Gitter von Startwerten statt nur für einen einzigen Startwert durchzuführen. Existiert neben dem globalen Minimum des Residuums noch ein weiteres lokales Minimum, dessen Bestimmtheitsmaß nicht signifikant kleiner ist als das des globalen Minimums, so sind die statistisch berechneten asymptotischen Standardfehler der Regressionsparameter nicht aussagekräftig, da sie sich nur auf die Form der Residuumsfunktion in der Umgebung des globalen Minimums (Jacobi-Matrix) stützen. Die im Vergleich mit anderen Verfahren hohen Anforderungen an Rechnerleistung, vor allem bei Verwendung eines Startwerte-Gitters, sind auf modernen PCs kein Problem mehr.

Literatur

- BURMISTER, D. (1951): The application of controlled test methods in consolidation testing. In: Fifty-Fourth Annual Meeting of the ASTM. Symposium on Consolidation Testing of Soils. Special Technical Publication **126**, 83-98.
- CASAGRANDE, A. (1936): The determination of the preconsolidation load and its practical significance. In: Int. Conf. on Soil Mech. and Found. Eng.. Proc. of ICSMFE, 60-64.
- DIAS JUNIOR, M.S. & F.J. PIERCE (1995): A simple procedure for estimating preconsolidation pressure from soil compression curves. Soil Technology **8**, 139-151.
- JOSE, B.T., A. SRIDHARAN & B.M. ABRAHAM (1989): Log-log method for determination of preconsolidation pressure. Geotech. Testing J. **12**, 230-237.
- LEBERT, M. & R. HORN (1991): A method to predict the mechanical strength of agricultural soils. Soil Tillage Res. **19**, 275-286.
- LEVENBERG, K. (1944): A method for the solution of certain problems in least squares. Quarterly of Applied Mathematics **2**, 164-168.
- MARQUARDT, D.W. (1963): An algorithm for least squares estimation of nonlinear parameters. Journal for the Society of Industrial and Applied Mathematics **11**, 431-441.
- SÄLLFORS, G. (1975): Preconsolidation pressure of soft high plastic clays. Thesis. Department of Geotechnical Engineering, Göteborg.
- SCHWERTMANN, J.H. (1955): The undisturbed consolidation behaviour of clay. Trans. ASCE **120**, 1201-1233.

Bestimmung der Vorbelastung bei verhinderter und zugelassener Seitendehnung - Teil II: Experimentelle Ergebnisse

von

Nissen, B.; Gräsle, W.¹

Im 2. Teil werden zwei Experimente und deren Ergebnisse vorgestellt. Wie im 1. Teil schon erwähnt, ist es z.T. nicht leicht, aus der Drucksetzungskurve des Ödometersversuchs die Vorbelastung zu bestimmen. Deshalb wird dem Ödometerversuch der Plattendruckversuch gegenübergestellt, der aufgrund zugelassener Seitendehnung wesentlich größere Setzungen zuläßt:

1. Monolithversuch (bei zugelassener Seitendehnung)

Aus dem Ap-Horizont (S14) eines Kolluvisols aus Geschiebemergel, der konservierend bearbeitet wird (Frässohlensaat), wurden 5 Monolithe mit einem Rahmen ($B \cdot L \cdot H = 40 \cdot 60 \cdot 30$ cm) entnommen. Sie wurden im Labor aufgesättigt und auf pF 1.8 entwässert. An diesen 5 Monolithen wurde der Plattendruckversuch durchgeführt. Der Belastungsstempel ($d = 100$ mm) der Belastungsapparatur (Abb. 1) wurde über der Monolithoberfläche zentriert. Die auf den Boden aufzubringende totale Normalspannung σ_N wurde durch Auflegen von Bleimassen variiert und der Belastungsstempel über eine Seilwinde auf den Boden abgelassen. Beginnend mit der kleinsten Auflast (50 kPa) wurden 7 Laststufen nacheinander aufgebracht ($\sigma_N = 50; 100; 150; 200; 250; 300; 350$ kPa). Die Belastungsdauer pro Laststufe betrug nur 30 Sekunden, da keine Porenwasserüberdrücke bis 350 kPa Auflast in diesem Bodenmaterial gemessen wurden, die die Setzung verzögern würden. Danach wurde der Belastungsstempel gehoben, die Einsinktiefe gemessen, die nächste Laststufe eingestellt und der Monolith an der gleichen Stelle mit der nächsten Auflast 30 Sekunden lang belastet. Aus den 7 Meßwertpaaren (σ_N , Setzung) wurde im semilogarithmierten Diagramm (Abszisse: $\log \sigma_N$) eine Drucksetzungskurve erstellt (Abb. 2).

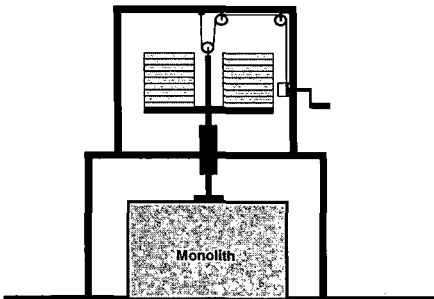


Abb. 1: Belastungsvorrichtung für den Monolithversuch

1) Christian-Albrechts-Universität, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 20-40, D-24118 Kiel

2. Ödometersversuch (bei verhinderter Seitendehnung)

Die Bodenprobe befindet sich im Ödometer zwischen zwei Filterplatten, die drainierte Bedingungen schaffen, und wird durch einen schwebenden Ring (Stechzylinder) an seitlicher Ausdehnung gehindert. Der schwebende Stechzylinder reduziert im Vergleich zum festen Ring die Reibungskräfte an der Zylinderinnenwand, da obere und untere Filterplatte in den Stechzylinder gepreßt werden können. Die Drucksetzungsanlage besteht aus 8 Ödometern. Die einzelnen Ödometer werden jeweils mit einer fest eingestellten Auflast betrieben ($\sigma_n = 20; 40; 70; 100; 150; 200; 400; 800$ kPa). Die verwendeten Stechzylinder haben den gleichen Durchmesser wie der Belastungsstempel des Plattendruckversuchs ($d = 100$ mm, $h = 30$ mm). Neben der Höhenabnahme wurden die Wasserspannungen der Proben gemessen. Die Proben wurden 10 h belastet, um mögliche Porenwasserüberdrücke bei den hohen Laststufen abzubauen und ein Ende der Setzung zu gewährleisten.

Aus 4 von 5 Monolithen wurden nach Beenden des Monolithversuchs 8 Stechzylinder aus dem ungestörten Bereich (Entnahmetiefe: 0,5 bis 3,5 cm) entnommen und in die Ödometer eingebaut. Jede Probe wurde nur mit einer Laststufe belastet, um bei allen Laststufen mit der im Monolith eingestellten Ausgangswasserspannung $p_F 1.8$ zu starten. Damit standen 8 Proben je Monolith für die Erstellung einer Drucksetzungskurve zur Verfügung.

3. Meßergebnisse

Zunächst wurde die Vorbelastung σ_p von den einzelnen Drucksetzungskurven numerisch nach Gräsele (s. Teil I) bestimmt (Abb. 2). Die ermittelten Werte für $\log(\sigma_p)$ einer Versuchsreihe wurden gemittelt und der Mittelwert delogarithmiert. Um Informationen über den Fit zu bekommen, wurde die nichtlineare Regression der linearen Regression gegenübergestellt. War die nichtlineare Regression signifikant besser ($p_n < 0,05$) bzw. hoch signifikant besser ($p_n < 0,01$) als die lineare Regression, so konnte der Abknickpunkt als statistisch abgesicherte Lösung für die Vorbelastung gelten.

Im Monolithversuch wurde für alle einzelnen Drucksetzungskurven eine Lösung gefunden, 4 waren hoch signifikant besser, eine signifikant besser als die lineare Regression (Tab. 1). Die Werte für σ_p lagen zwischen 90 und 225 kPa. Der Mittelwert von $\log(\sigma_p)$ betrug $\sigma_p = 147$ kPa.

Im Ödometersversuch wurde in nur 2 von 4 Wiederholungen eine statistisch abgesicherte Lösung gefunden. Die Drucksetzungskurve Nr. (5) ließ keine Vorbelastung erkennen, die nichtlineare Regression der Nr. (4) war nicht signifikant besser als die lineare Regression. Der Mittelwert von $\log(\sigma_p)$ aus den Drucksetzungskurven Nr. (1) (2) und (4) ergab einen Wert von $\sigma_p = 89$ kPa.

Tab. 1: Vergleich der Vorbelastungsbestimmungen ($R^2_n = R^2$ nichtlinearer Regression - R^2 linearer Regression) - p_n = Test nichtlinearer Regression gegen linearer Regression)

Ödometer						
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	Mittelwert
$\log_{10}(\sigma_p)$	2.02	1.99	-	1.83	???	1.95±0.06
σ_p [kPa]	105	97	-	68	???	89+13/-11
R^2_n	0.714	0.632	-	0.201	0	
p_n	0.017	0.031	-	0.214	0.500	
Monolith						
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	Mittelwert
$\log_{10}(\sigma_p)$	2.14	2.26	2.12	1.95	2.35	2.17±0.07
σ_p [kPa]	138	184	133	90	225	147+41/-25
R^2_n	0.925	0.961	0.824	0.916	0.966	
p_n	0.002	0.001	0.011	0.003	<0.001	

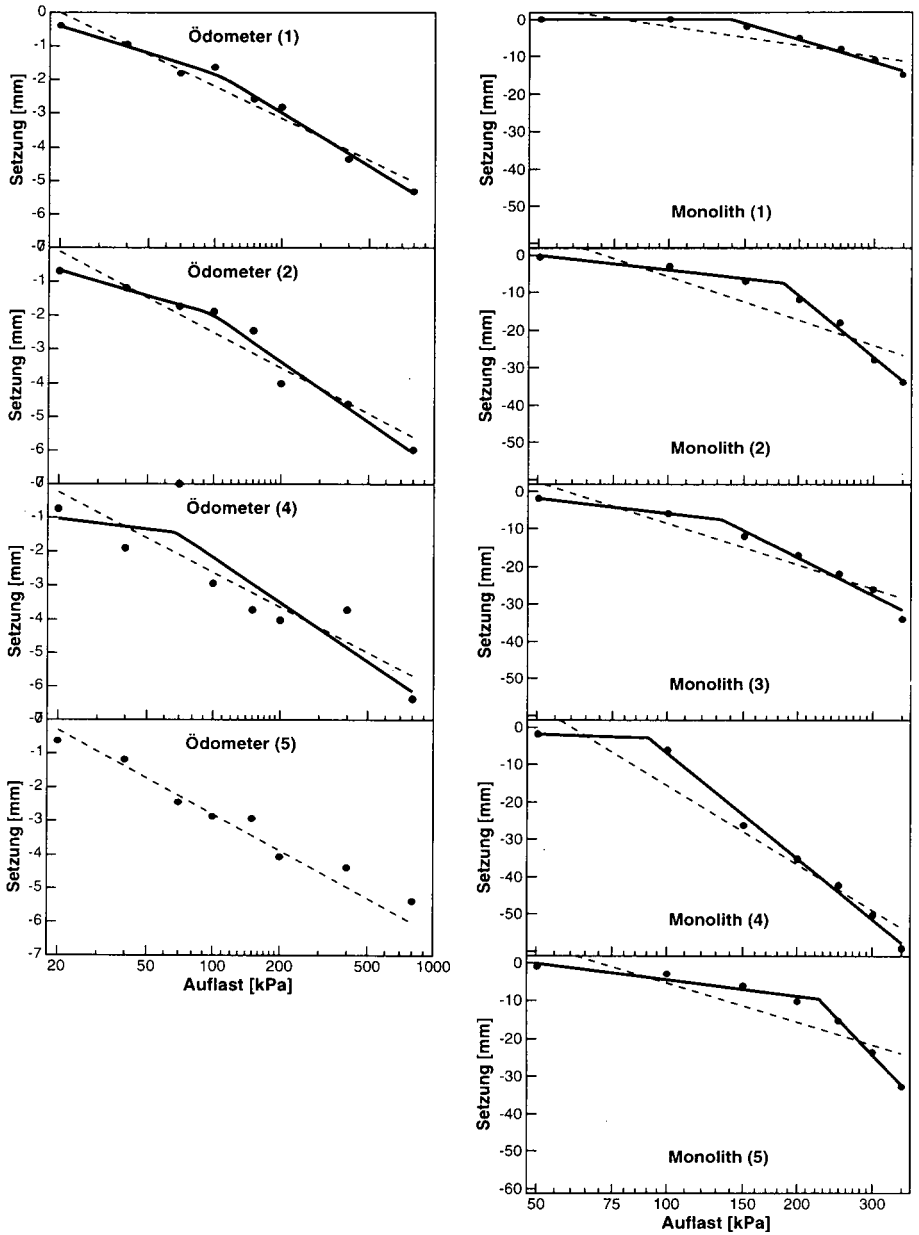


Abb. 2: Drucksetzungskurven des Ödometer- und Monolithversuchs

4. Diskussion

Die einzelnen Drucksetzungskurven der Monolithe wiesen sehr unterschiedliche Verläufe und Werte der Vorbelastungen auf, was auf die kleinräumige Heterogenität des Bodens zurückzuführen ist. Die Bestimmung der Vorbelastung durch den Ödometerversuch gestaltete sich weit schwieriger, da das Rauschen durch Verwendung unterschiedlicher Proben für die einzelnen Laststufen so groß war, daß z.T. keine Lösung gefunden wurde. Die Ergebnisse sind wesentlich schlechter abgesichert als beim Monolithversuch, wo für jede einzelne Probe die Vorbelastung signifikant ermittelt wurde. Um statistisch akzeptable Lösungen für die Vorbelastung aus dem Ödometerversuch zu erhalten, müssen deshalb alle Laststufen an einer Probe durchgeführt werden, wodurch eine noch bessere statistische Absicherung zu erwarten ist als beim Plattendruckversuch. Hier wurde keine Erstverdichtungsgerade, sondern eine überlineare Setzung festgestellt, was den Fit der nicht linearen multiplen Regression verschlechterte. Das mag auch der Grund für den weit größeren Vorbelastungswert des Monolithversuchs sein, denn durch die Überlinearität im Erstverdichtungsbereich der Monolithdrucksetzungskurven lagen die Umbiegepunkte im höheren Skalenbereich der Abszisse als beim Ödometerversuch, für den der Fit entwickelt worden ist.

Werden beide Versuchsmethoden als Meßverfahren zur Bestimmung von Materialfunktionen zur Diskussion gestellt, so ist der Ödometerversuch eindeutig vorzuziehen, da hier die Randbedingungen bekannt sind (keine Seitendehnung, gesamte Probe nimmt an der Setzung teil, Erstverdichtungsast verläuft linear). Die Laststufen müssen jedoch an einer einzelnen Probe durchgeführt werden.

Der Plattendruckversuch (hier: Monolithversuch) mit zugelassener Seitendehnung weist stärkere Setzungen auf, die jedoch im Erstverdichtungsbereich nicht linear, sondern überlinear verlaufen. Das ist auf die mit zunehmender Auflast wachsende Bodeneinheit zurückzuführen, die an der Setzung teilnimmt. Das vertikale Auflösungsvermögen ist nicht bekannt, d.h. der Versuch ist nicht ausreichend normiert, und damit nicht als Methode zur Bestimmung von Materialfunktion geeignet.

Zugspannungen - meßtechnische Erfassung und Berechnung

von

Baumgartl, Th.*

Einleitung

Im Boden auftretende Zugspannungen können ihre Ursache in mechanischer Beanspruchung haben, aber auch in Spannungen, die durch hydraulische Kräfte hervorgerufen werden. Mit Verringerung des Porendurchmessers erhöhen sich die Kapillarkräfte und damit auch die die Bodenpartikel kontrahierenden Spannungen. Diese auftretenden Spannungen wirken über den zur Verfügung stehenden wassererfüllten Porenraum und führen bei Austrocknung zu Schrumpfung bzw. bei Überschreiten einer Grenzzugspannung zur Rißbildung.

Die Schrumpfung bei Entwässerung als Folge von Zugspannungen ist hauptsächlich von folgenden Faktoren abhängig:

- Bodenart (Tonmineralzusammensetzung)
- Porengrößenverteilung (Ausgangsporenziffer)
- Intensität der Austrocknung

Aus bodenmechanischer Sicht lassen sich Zugspannungen als Teil der im Boden auftretenden Spannungen beschreiben. Mathematisch sind sie Teil der für den ungesättigten Boden erweiterten Terzaghi'schen Spannungsgleichung:

$$\sigma' = (\sigma - u_a) + \chi(u_a - u_w) \quad (\text{Gl. 1})$$

(σ' =effektive Spannung, σ =Gesamtspannung; u_a =Porenluftdruck; u_w =Porenwasserdruck)

Für die Zugspannung gilt: $\sigma_z = f \cdot \Psi$ (Gl. 2)

wobei f : Faktor, der den Raum /die Fläche beschreibt über den/die Wasserspannungen wirken; Annahme: $f = \chi = \Theta / \Theta_s$

Ψ : Matrixpotential

Versuchsdurchführung (s. auch ++)

Die versuchstechnische Bestimmung von Zugspannungen unterliegt unterschiedlichsten Schwierigkeiten:

- Volumenänderungen während der Be- und Entwässerung, d.h. Änderung des Porenraumes
- Änderung der effektiven Spannung bei Volumenänderung

Die Terzaghi'sche Gleichung beinhaltet damit 2 Unbekannte (effektive Spannung, Gesamtspannung) und eine dynamische Größe (Porenvolumen). Versuchstechnisch läßt sich das Problem umgehen, indem durch Einhaltung eines konstanten Volumens sowohl der Porenraum als auch die Anzahl der Partikelkontaktpunkte, d.h. die effektive Spannung unverändert bleiben. Die Gesamtspannung wird nicht durch eine externe Auflast variiert, sondern 'intern' durch Hervorrufen eines Quellungsdruckes bei Aufsättigung eines trockenen Bodens in einem abgeschlossenen Zylinder verändert. Dieser Druck wird mit Druckmeßdosen an der Stechzylinderwand aufgenommen.

Ergebnisse und Diskussion (s. auch ++)

Die Gesamtspannung (σ) setzt sich im teilgesättigten Boden unter der Voraussetzung einer vorangegangenen Aufsättigung bei verhinderter Volumenausdehnung aus dem Quellungsdruck (σ_{qu}) und der Zugspannung (σ_τ) zusammen, d.h. $\sigma = \sigma_{qu} + \sigma_\tau$ (Gl. 3).

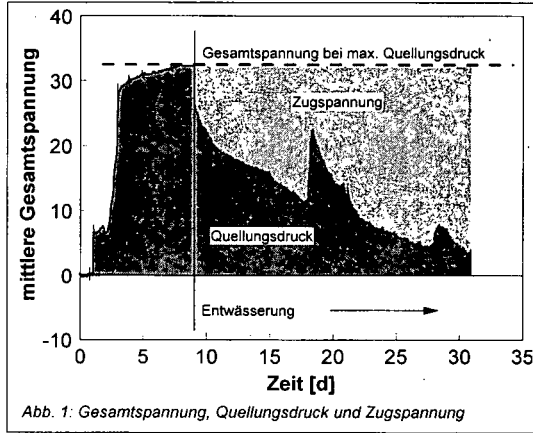


Abb. 1: Gesamtspannung, Quellungsdruck und Zugspannung

Bei Sättigung ist $\sigma_\tau = 0$, da $\Psi = 0$. Mit zunehmender Entwässerung wird σ_{qu} um einen gleichgroßen Anteil von σ verringert (Abb. 1).

Bei Entwässerung steigt hierbei die Zugspannung linear mit dem Matrixpotential. Wird die Zugspannung errechnet, so läßt sich der Faktor für den ebenfalls linearen Zusammenhang zurückführen auf das Produkt von Matrixpotential und aktuellem Wassergehalt (=aktueller wassererfüllter Porenraum), nicht jedoch aus dem Produkt Sättigungsgrad und Matrixpotential. Die gemessene wie auch die berechneten Beziehungen zwischen

Matrixpotential und Zugspannung sind für den untersuchten Bereich linear und lassen sich zusammenfassen zu:

$$\frac{d\sigma_\tau}{d\Psi} = \Theta + \Psi \frac{d\Theta}{d\Psi} \quad (\text{Gl. 4})$$

Die Zugspannung läßt sich somit aus der Kenntnis der Wasserretentionskurve berechnen. Im Umkehrschluß ist es auch möglich aus der Kenntnis der Zugspannungsbeziehung mit Hilfe eines Wasserretentionsmodelles die pF-Kurve anzupassen. Abb. 2 zeigt für ein toniges Substrat eine solche Anpassung, die mit Hilfe des vanGenuchten-Modelles durchgeführt wurde. Die Anpassung ist hochsignifikant. Beispielhaft sind die Zugspannungen für ein sandiges Substrat unter der Voraussetzung der Gültigkeit der Materialfunktion mit Hilfe der entsprechenden Modellparameter berechnet worden. Diese rechnerisch ermittelten Zugspannungen sind erwartungsgemäß im sandigen Substrat deutlich kleiner als im getesteten tonigen Material.

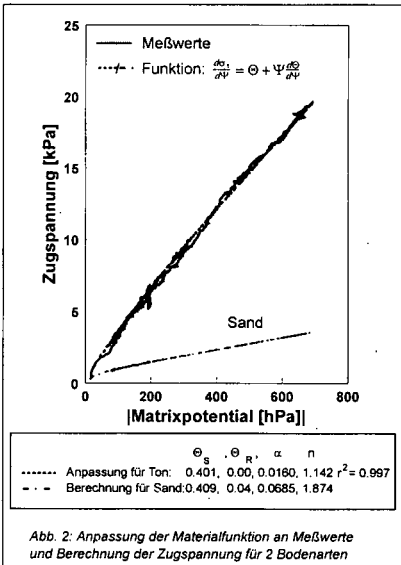


Abb. 2: Anpassung der Materialfunktion an Meßwerte und Berechnung der Zugspannung für 2 Bodenarten

Schlußfolgerung

- Es existiert eine Materialfunktion, die die Zugspannung mit den Variablen Θ und Ψ beschreibt.
- Eine Anpassung ist unter den gegebenen Randbedingungen (konstantes Volumen, homogenisiertes Substrat) hochsignifikant möglich.
- Die Funktion wird definiert durch die Wasserretentionskurve. Es können sowohl die Zugspannungen aus einem die pF-Kurve beschreibenden Modell berechnet werden als auch die Parameter für ein solches Modell aus Zugspannungsmessungen ermittelt werden.

Ein Beitrag zur Ermittlung mechanischer und hydraulischer Parameter ausgewählter Tonsubstrate

von

Gebissa, A.; Bohne, K.¹

1 Problem

Tonsubstrate haben vor allem durch ihre Verwendung zur Deponieabdichtung in jüngster Zeit eine erhöhte Aufmerksamkeit erfahren. Dabei hat sich gezeigt, daß auflastabhängige Wasserretentionskurven kaum vorhanden sind und damit auch die Grundlagen zur Ermittlung der Spannungsaufteilung zwischen fester und flüssiger Phase fehlen. Die Arbeit, über die hier berichtet wird, versucht die mechanischen und hydraulischen Eigenschaften einiger Tonsubstrate zu bestimmen.

2 Theorie

2.1 Auflastfaktor

Nach GROENEVELT und KAY (1981) ergibt sich der Porenwasserdruck p aus einem Beitrag 0p , der nicht von der Auflast beeinflusst wird und der durch die Auflast hervorgerufenen Spannung

$$p = {}^0p + \Omega \quad (1)$$

Der durch die Auflast erzeugte Porenwasserdruck ist ein Teil der Gesamtspannung P , so daß

$$\Omega = \alpha P \quad (2)$$

gilt. Der Teil $(1-\alpha)$ von P wirkt dagegen auf die Matrix. Für α wird die Beziehung

$$\alpha = \frac{1}{P} \int_{\hat{p}=0}^P \left(\frac{\partial e}{\partial \vartheta} \right) dP \quad (3)$$

angegeben (e Porenzahl, ϑ Wasserzahl).

Zur Lösung von (3) wurde den Meßwerten für zwei Werte von P (P_1, P_2) ein Polynom

$$e_P = b_{0,P} + b_{1,P} \vartheta_P + b_{2,P} \vartheta_P^2 \quad (4)$$

angepaßt, so daß

$$\left. \frac{\partial e}{\partial \vartheta} \right|_P = b_{1,P} + 2b_{2,P} \vartheta_P$$

Den verschiedenen Werten, die die Ableitung auf der linken Seite für unterschiedliche P -Werte annimmt, wurde eine Gerade

$$\frac{\partial e}{\partial \vartheta} = a_0 + a_1 P$$

angepaßt, die zur Lösung von (3) verwendet wurde.

2.2 Auflast- und wassergehaltsabhängige Volumenänderung

Die gleichen Autoren haben weiter versucht, eine physikalisch begründete Funktion für den Zusammenhang zwischen Wasserzahl, Porenzahl und Gesamtspannung abzuleiten und sind zu der Gleichung

¹ Universität Rostock, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz, 18051 Rostock

$$\vartheta(e, P) = \frac{K_2(eP - K_1)}{K_2P + \ln \left[\frac{e - e^*}{K_1} + \exp(-K_1 K_2 / e^*) \right]} \quad (5)$$

gekommen. Neben den Parametern K_1 tritt hier der Wert der Porenzahl e^* auf, der den Wert von e am Übergang von der Normalschrumpfung zur Restschrumpfung bei wirkender Auflast bezeichnet. Der Wert von e^* bei der Auflast $P=0$ wird als ${}^0e^*$ bezeichnet. Für e^* wird die Beziehung $e^* = {}^0e^* \exp(-K_2 P)$ angegeben.

Hier wurde versucht, die Parameter dieser Gleichung durch Anpassung der Funktion an Meßwerte $\vartheta(e, P)$ zu bestimmen. Dazu ist jedoch erforderlich, mehrere Parameter zusammenzufassen:

$$\vartheta(e, P) = \frac{K_2(eP - K_1)}{K_2P + \ln [K_{11}e + K_{12}]} \quad (6)$$

2.3 Hydraulische Leitfähigkeit

Da die hydraulische Leitfähigkeit von Tonsubstraten vor allem jenseits des Meßbereiches von Tensiometern interessant ist, wurde hier eine Verdunstungsmethode benutzt, die ohne Tensiometer auskommt. Nach GARDNER kann man bei der Austrocknung von Bodensäulen, die an einer Seite verschlossen sind, 2 Stadien beobachten. Während im 1. Stadium die Massenänderung der Säule je Zeiteinheit von den Umgebungsbedingungen abhängt, wird im 2. Stadium ein konstanter Wassergehalt an der verdunstenden Oberfläche erreicht und die Austrocknungsgeschwindigkeit wird- solange die Randbedingung an der verschlossenen Seite der Säule semi-infinit ist- nur von den hydraulischen Eigenschaften der Bodensäule bestimmt. GARDNER erhielt für diesen Strömungszustand die analytische Lösung

$$D = \pi t \left(\frac{q}{\theta_i - \theta_0} \right)^2 \quad (7)$$

D Diffusivität

Qq Flux

$i, 0$ Indices für Anfangswassergehalt i und Wassergehalt am oberen Rand 0 .

3 Durchgeführte Untersuchungen

Ausgewählte Tone (Tab.1) wurden im Proctor-Gerät verdichtet. Aus dem verdichteten Material wurden Stechzylinderproben (100 cm^3) ausgestochen, an denen die Wasserretentionskurve bei unterschiedlicher Auflast bestimmt wurde. Die Höhenänderung der Proben wurde mit einer Mikrometerschraube gemessen.

Zur Bestimmung der Parameter von Gl.(5) wurde das FIBONACCI-Verfahren benutzt. Zur Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit wurden Bodensäulen ($d=10 \text{ cm}$, $K=12 \text{ cm}$), die der einseitigen Evaporation ausgesetzt waren, in angemessenen Zeitabständen gewogen. Der Porenwasserdruck an der Oberfläche wurde mit Hilfe der Filterpapiermethode gravimetrisch bestimmt. Zur Anpassung der VAN-GENUCHTEN-MUALEM-Parameter wurde eine Modifikation des Programmes RETC benutzt.

Es ist zweckmäßig, bei Substraten mit nicht-starrer Matrix die Ergebnisse als Porenzahl e und Wasserzahl ϑ darzustellen. Die Streuung zwischen den einzelnen Wiederholungen (Stechzylindern) erwies sich als so groß, daß bei der Betrachtung des Auflasteinflusses nur das Verhalten jeweils einer Probe ausgewertet werden konnte.

4 Diskussion ausgewählter Ergebnisse

Die Gleichungen (3 bis 7) führten bei Anwendung auf die Meßergebnisse zu sinnvollen Funktionsverläufen und zu einer befriedigenden Größe der Reststreuung (gemessen, berechnet). Die auflastabhängige Ermittlung der Wasserretentionskurve war nur im Intervall 0,600 hPa bei Vertikalspannungen von 0 bis 428 hPa möglich. Diese Meßbereiche erwiesen sich als zu klein. Die erhaltenen Parameteroptimierungen geben zu der Erwartung Anlaß, daß eine Verwendung geschlossener Funktionen in Modellen, die den Wassertransport in quell-/schrumpfenden Böden behandeln, zweckmäßig wäre. Dazu sind jedoch weitere Erfahrungen mit geschlossenen Funktionen im Sinne der Gleichung (4) erforderlich.

Die VAN-GENUCHTEN-Parameter wurden an die Wasserretentionskurve angepaßt, wobei sowohl θ als auch ϑ verwendet wurde. Mit diesen Parametern war es nicht möglich, berechnete Werte der relativen Leitfähigkeit K/K_s , den Meßdaten anzupassen. Dies gelang erst mit Hilfe des Parameters b des verallgemeinerten MUALEM-Modelles.

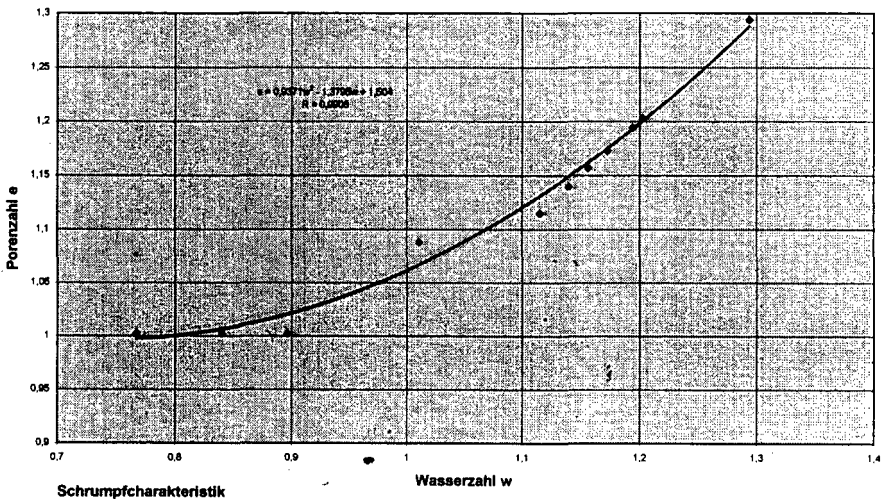
Literatur

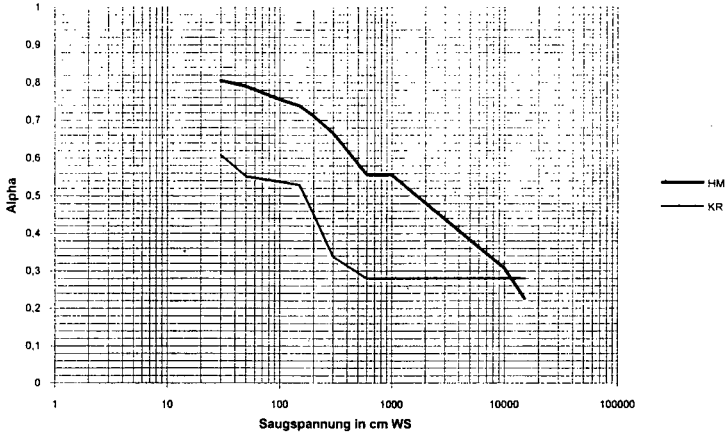
Groenevelt, P.H.; Kay, B.D.: On pressure distribution and effective stress in unsaturated soils. - Can. J. Soil Sci. 61 (1981), 431-443

Tab. 1 Ausgewählte Parameter zweier Tonsubstrate

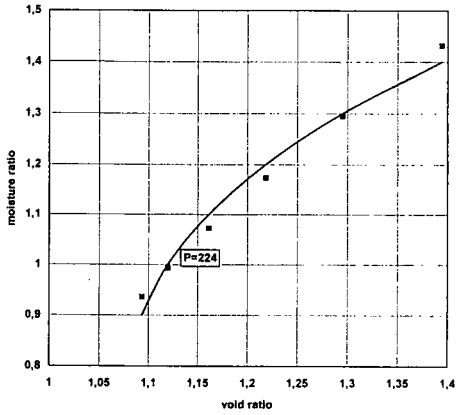
	Ton Hademarsch (HM)	Ton Karlsruhe (KR)
Tongehalt, %	73	24.1
Schluffgehalt	25.4	75.0
Sandgehalt, %	1.6	0.9
K_1 bei $P=224$ hPa	146.3	23.4
K_2 bei $P=224$ hPa	0.0178	0.1012
K_{11} bei $P=224$ hPa	0.0945	0.2012
K_{12}	0	0
Reststreuung (Gl. 6)	0.04	0.04

Substrat HM für $P = 224$ cm WS

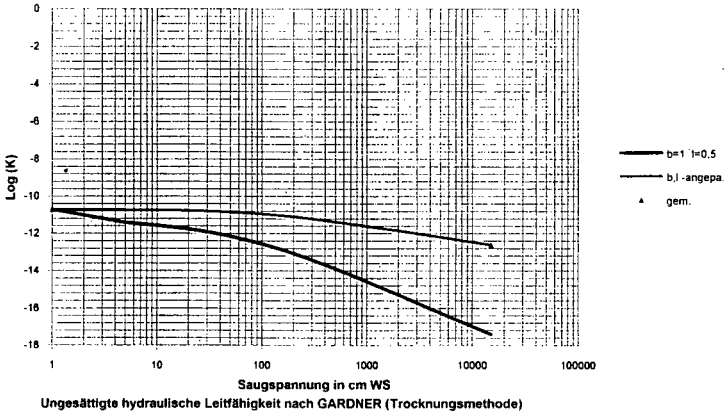




Auflastfaktor



Substrat HM



Ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit nach GARDNER (Trocknungsmethode)

Bestimmung der Variabilität der hydraulischen Funktionen im Feldmaßstab

von

Eckelt, T.; Richter, J.*

Einleitung

Die Modellierung des Wasserhaushaltes im Feldmaßstab ist aufgrund der räumlichen Variabilität der hydraulischen Funktionen schwierig (WARRICK 1980). Eine Methode die beiden hydraulischen Funktionen anhand von Evaporationsexperimenten an einzelnen ungestörten Bodenproben zu ermitteln, soll hier vorgestellt werden. Dabei werden erste Meßergebnisse einer Rasterprobenahme vorgestellt. Ferner wird die räumliche Verteilung der erhaltenen Parameter dargestellt.

Methoden

Auf einem Schlag mit lehmigem Sand wurden auf einem regelmäßigen Raster von 120 m x 45 m Fläche an 48 Punkten (Abb. 1) Stechzylinderproben (340 cm³, Höhe: 6 cm) und Stechringe (ca 5 cm², Höhe: 1 cm) entnommen. Die Beprobung erfolgte in 4 Tiefe bei 10, 20, 40 und 60 cm Tiefe (Probenoberkante).

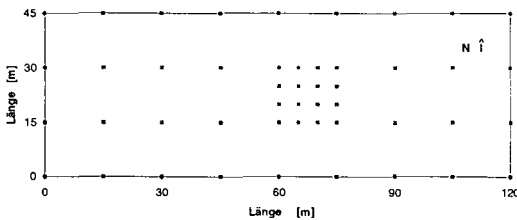


Abb. 1 Raster für die Probenahme.

Die Retentionskurve sowie die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit werden mittels einer instationären Evaporationsmethode (nach WIND) ermittelt. $\Theta(\Psi)$ und $K(\Psi)$ können damit im Bereich von $\Psi =$ ca. -20 bis -800 cm WS bestimmt werden. Die Anlage mit 8 Meßplätzen erlaubt eine automatische Meßwerterfassung. Die Proben werden nach einer 2 - 3 Tage dauernden kapillaren Aufsättigung einer kontrollierten Evaporation an der

Probenoberfläche aus-gesetzt. Gemessen werden die Matrixpotentiale mittels vier in horizontalen Schichten der Proben eingebauten Tensiomern sowie die Gesamtwassergehalte mit elektronischen Waagen. Die Meßwertaufnahme erfolgt mit einem Zeitintervall von 5 Minuten.

Die Bestimmung der hydraulischen Funktionen $\Theta(\Psi)$ und $K(\Psi)$ erfolgt mit einem Auswertungsprogramm nach einem Verfahren von WIND (s. HALBERTSMA 1994): Mit Hilfe der van Genuchten - Parametrisierung werden aus den gemessenen Matrixpotentialen die Wassergehalte der Schichten berechnet. Die Summe der berechneten Kompartimentwassergehalte wird an die gemessenen Gesamtwassergehalte angepaßt. Daraus resultieren die Parameter der Retentionskurve $\Theta(\Psi)$. Die hydraulische Leitfähigkeit $K(\Psi)$ wird über eine numerische Integration der Richards-Gleichung berechnet.

* Inst. f. Geographie und Geoökologie der TU, Langer Kamp 19c, D-38106 Braunschweig

Man erhält für die verschiedenen Kompartimentgrenzen jeweils eine Leitfähigkeitsfunktion, so daß prinzipiell auch eine inhomogene Schichtverteilung innerhalb der Proben damit erkannt werden kann (PLAGGE 1991). Die gesättigte Leitfähigkeit K_s wurde bislang nicht direkt gemessen, sondern durch Anpassung der van Genuchten - Kurve an die Meßkurven $K(\Psi)$ erhalten.

Ergebnisse

Hier dargestellt sind erste Ergebnisse von Messungen an den Proben aus einer Bodentiefe von 10 cm.

Abb. 2 zeigt eine Meßkurve bei einer Verdunstungsrate von etwa 8 mm/d. Dargestellt sind die Matrixpotentiale in den verschiedenen Kompartimenten und der volumetrische Wassergehalt der gesamten Probe über der Zeit. Die angepaßte Retentionskurve ist in Abb. 3 zu sehen: Der Gesamtwassergehalt (Punkte) weicht von der van Genuchten - Kurve (unterbrochene Linie) bei fast allen Messungen in derselben Weise ab. Die Unterschätzung nahe Sättigung und die Überschätzung im Bereich mittlerer Matrixpotentiale ist charakteristisch. Das "Abknicken" der Meßkurve am Ende der Messung ist auf den zunehmend nichtlinearen Verlauf der Matrixpotentiale in der Tiefe der Probe sowie auf den Ausfall eines Tensiometers zurückzuführen. Abb. 4 zeigt die hydraulische Leitfähigkeit $K(\Psi)$ für die einzelnen Kompartimentgrenzen verglichen mit dem Fit einer "mittleren" Parameterkurve. Die Bestimmung ist für Matrixpotentiale zwischen Sättigung und ca. - 50 cm WS unsicher, weil die in der Probe auftretenden Gradienten zu klein für eine genaue Messung sind. Der Verlauf ist im vermessenen Bereich in der doppeltlogarithmischen Darstellung bei fast allen Proben weitgehend linear. Einzelne Proben weisen aber im Bereich kleiner pF-Werte noch große Schwankung auf.

Die numerische Anpassung der Parameter Θ_s , α und n erreicht immer ein eindeutiges Minimum. Dabei muß allerdings sichergestellt werden, daß Θ_s keine Werte kleiner als Null annimmt. Dies liegt daran, daß bei der Bestimmung der Retentionskurve der Bereich für $pF > 3$ fehlt. Deshalb wurde der residuale Wassergehalt bei allen Proben auf Null gesetzt. Die gesättigte Leitfähigkeit

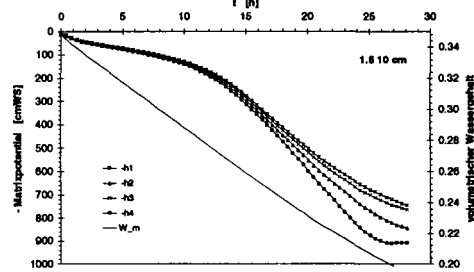


Abb. 2 Die Matrixpotentialkurven der Evaporationsmessung. Die durchgezogene Linie ist der Verlauf des Wassergehaltes.

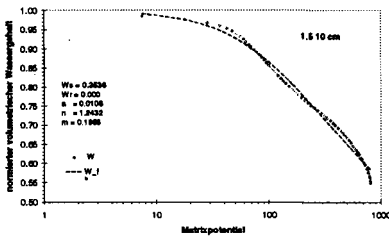


Abb. 3 Anpassung der van Genuchten - Kurve (unterbrochene Linie) an die Meßpunkte.

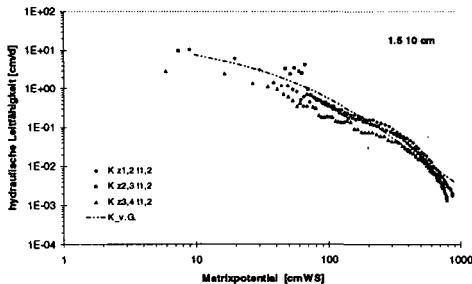


Abb. 4 Hydraulische Leitfähigkeit in Abhängigkeit vom Matrixpotential mit Fit nach van Genuchten.

K_s ist aufgrund der Streuung der Werte allerdings nur größenordnungsmäßig zu ermitteln. Eine gleichzeitige Anpassung von beiden hydraulischen Funktionen sowie eine inverse Simulation sind bislang noch nicht versucht worden.

Die räumliche Verteilung der bestimmten hydraulischen Parameter ist anhand von 40 Proben der Tiefe 10 cm untersucht worden. Die Häufigkeitsverteilungen der Parameter zeigen folgende Werte:

Parameter	Mittelwert	Variationskoeffizient [%]
Θ_s	0.394	10.3
α	0.17	51.6
n	1.208	5.4
K_s	136	104

Die in den Abbildungen 5 - 8 dargestellten Variogramme zeigen im interpretierbaren Bereich einen horizontalen Verlauf. Das heißt, es liegt keine räumliche Korrelation der Proben auf Distanzen größer als 15 Metern vor. Die drastisch erhöhten Werte nahe der Maximaldistanz erklären sich aus der geringen Anzahl der Wertepaare für diese Punkte. Das Fehlen der räumlichen Korrelationen für Abstände oberhalb von 5 bzw. 15 Metern ist für diese Oberbodenproben durchaus zu erwarten, da es sich um einen Ackerstandort handelt. Die Unterbodenproben wurden noch nicht vermessen.

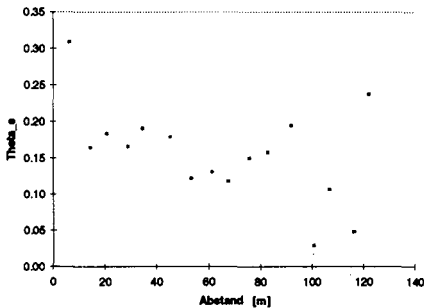


Abb. 5 Variogramm für den Parameter Θ_s .

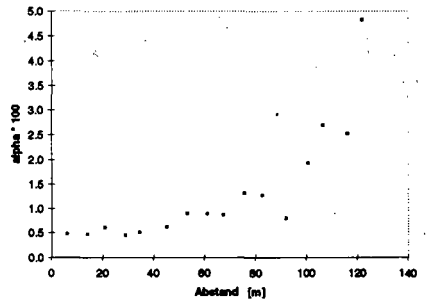


Abb. 6 Variogramm für α .

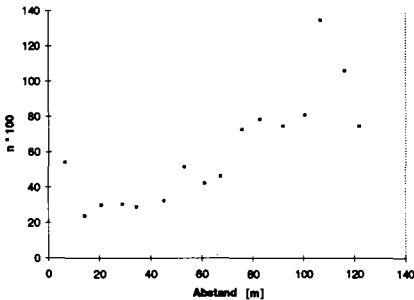


Abb. 7 Variogramm für n.

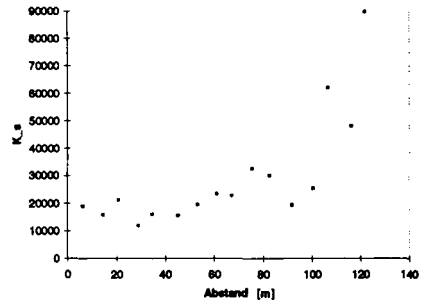


Abb. 8 Variogramm für K_s .

Ausblick

Dieselbe Auswertung soll noch für die anderen drei Probenahmetiefen erfolgen. Im weiteren Verlauf der Untersuchungen ist geplant, die Anpassung der Parameter durch Ergänzung der Retentionswerte aus den Entwässerungsexperimenten zu verbessern. Es ist aber davon auszugehen, daß sich zumindest für den Unterboden (glaziale Sande) eine andere räumliche Korrelation der Meßwerte ergeben kann. Eine Modellierung des Wasserhaushaltes mit den erhaltenen hydraulischen Funktionen soll noch mit den Meßdaten eines geplanten Infiltrationsexperimentes im Feldmaßstab verglichen werden.

Literatur

Halbertsma, J. M., and G. J. Veerman 1994: A New Calculation Procedure and a Simple Setup for the Evaporation Method to Determine Soil Hydraulic Functions. Report 88, SC-DLO, Wageningen, Niederlande

Plagge, R. 1991: Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Boden. Dissertation, Berlin.

Warrick, A. W., and D. R. Nielsen, 1980: Spatial Variability of Soil Physical Properties in the Field. In Hillel, D. Applications of Soil Physics, Academic Press. 319-344

Räumliche Aspekte von Wasser- und Stoffflüssen durch einen definierten Bodenquerschnitt

von

Jene, B.*

Bei einem Feldexperiment in einem Sandboden wurde mit Hilfe von Saugböden in 1,3m Tiefe Sickerwasser in einem Querschnitt von 1,8m x 1,5m quantitativ sowie räumlich aufgelöst gesammelt. Dabei wurden starke Heterogenitäten der Perkolatflüsse beobachtet. Zeitgleich appliziertes Bromid und ^{14}C -Benazolin passierte den Beprobungsquerschnitt nur durch wenige, räumlich begrenzte Austragszentren. Durch natürliche Niederschläge stark instationäre Infiltrationsflüsse verursachten zeitliche Veränderungen der Perkolat- und Stoffaustragsmuster, die eine Beziehung zur Infiltrationsrate zeigten.

EINLEITUNG

Die räumliche Variabilität von Wasser- und Stoffbewegung im ungesättigten Boden wurde sowohl im Feld (Butters et al., 1989; Schulin et al., 1987) wie auch an Laborsäulen (Andreini and Steenhuis, 1990; Quisenberry et al., 1994) beobachtet. Im folgenden Experiment sollten Vorteile von Säulenexperimenten (vollständige Erfassung der unteren Randbedingung bezüglich der Wasser- und Stoffflüsse über einen beliebigen Zeitraum) und Freilandversuche (keine Beeinflussung des Systems) kombiniert werden.

MATERIAL UND METHODEN

Boden: Das Experiment wurde in einer Braunerde-Parabraunerde mit 70-85% Sand, 12-25% Schluff und 2-8% Ton durchgeführt. Der C_{org} Gehalt betrug 0,75% im Oberboden und nahm rasch bis 0.3% im Unterboden ab.

^{14}C -Benazolin: Benazolin entsteht durch eine quantitative Hydrolyse ($DT_{50} < 1\text{Tag}$) aus der Applikationsform Benazolinethyl. es besitzt einen $K_{\text{oc}} \ll 100$ und einen DT_{50} von 2-4 Wochen. Die Analytik erfolgte mittels HPLC und DC bei einer Bestimmungsgrenze von $0,05 \mu\text{g l}^{-1}$.

Bromid: Die Applikation erfolgte als NaBr. Mit der angewendeten Analysemethode (HPLC mit Anionensäule) lag die Bestimmungsgrenze bei 1mg l^{-1} .

Saugbodenanlage: Zum Einbau der Saugeinheiten, wurden 3 Stahlrahmen ohne Front- und Rückwand von einem Meßschacht aus als Seitenstollen in der relevanten Tiefe von 1,3m in den unbeeinträchtigten Boden eingepreßt und der Boden im Innern der Kästen entfernt. Die Rahmen mit einer Höhe von 0,7m, 1,5m Breite und 1,8m Tiefe besaßen in der Deckenplatte Bohrungen entsprechend Abb. 2 durch die anschließend Saugkerzen in den ungestörten Boden oberhalb der Stahlrahmen eingebaut wurden. Diese führten das anfallende Perkolat durch Schläuche in Probenflaschen (Abb. 1). Im zentralen Sammelbereich (Abb. 2), der dem Applikationsbereich senkrecht über der Saugereinheit entsprach waren je 3 Saugkerzen und im Sicherheitsbereich je

* SLFA Neustadt/Wstr., Fachbereich Ökologie, Breitenweg 71, 67453 Neustadt/Wstr.

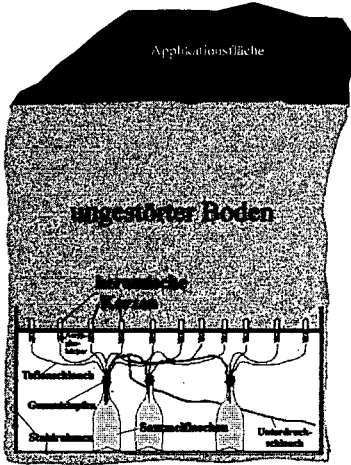


Abb. 1: Prinzip der Perkolatgewinnung

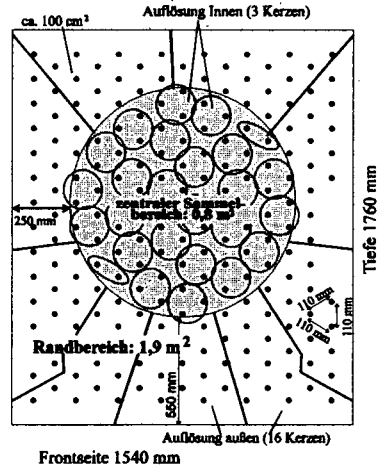


Abb. 2: Saugboden von oben, Anordnung der Saugkerzen (schwarze Punkte)

16 Saugkerzen in einer Probenflasche zusammengeführt wobei eine Saugkerze durchschnittlich 100cm^2 beprobte. Mit Hilfe einer Unterdrucksteuerung wurde an alle Saugkerzen ein relevantes Potential angelegt, das als Durchschnitt von 6 Tensiometern, die in der gleicher Tiefe ca. 1m neben den Saugböden installiert waren, ständig ermittelt wurde. Applikation: Am 22.11.1994 wurden je $49,8\text{mg }^{14}\text{C-Benazolinethyl m}^{-2}$ und 30g Bromid m^{-2} zeitgleich auf 3 Applikationsflächen ($0,8\text{m}^2$) der Saugbodenanlage ausgebracht.

Oberer Randfluß: Natürliche Niederschläge und Zusatzberegnung zum Monatsniederschlag, entsprechend dem jeweiligen Monatsanteil am Jahreswert, auf einen Zielwert von 850mm Jahr^{-1} .

Beprobung: Wöchentliche Probenahme während der Sickerwasserperiode.

ERGEBNISSE und DISKUSSION

Die nachfolgenden Ergebnisse beziehen sich auf die Darstellungen der Austragsmuster eines Saugbodens wobei die beobachteten Effekte qualitativ auch bei den anderen Wiederholungen zu beobachten waren.

Nach einem Jahr Sickerwasserperiode weisen die kumulativen Austragsmuster von Perkolat sowie Bromid und ^{14}C -Radioaktivität starke räumliche Variabilitäten auf (Abb. 3). Dabei ist zu beobachten, daß der Austrag von Perkolat (Abb. 3a) sowie der applizierten Substanzen (Abb. 3b+c) auf wenige Austragszentren begrenzt ist. Eine laterale Dispersion von Bromid und Benazolin war entgegen der Erwartung einfacher Modellvorstellungen nicht zu erkennen.

Die chronologische Reihenfolge der wöchentlichen Perkolataustragsbilder (Abb. 4) offenbart zusätzlich eine zeitliche Variabilität der Fließmuster. Hier ist jedoch erkennbar, daß sich die Fließmuster der oberen Reihe (mittlere Drainageflüsse über $2,5\text{mm d}^{-1}$) deutlich von den Mustern der unteren Reihe (mittlere Drainageflüsse unter 1mm d^{-1}) unterscheiden. Sie besitzen leicht oberhalb des Mittelpunktes ihr Hauptausflußzentrum, welches bei den Mustern geringer Drainageraten in dieser Ausprägung fehlt. Dabei ist zu beachten, daß zwischen dem ersten und letzten Muster hohen Drainageflusses (links bzw. rechts oben), die annähernd identisch sind über 450 Tage Differenz, mehrere oberflächliche Bodenbearbeitungen, der Anbau einer landw. Kultur (Sommerraps) und die Ausbildung anderer unterschiedlicher Fließmuster lag.

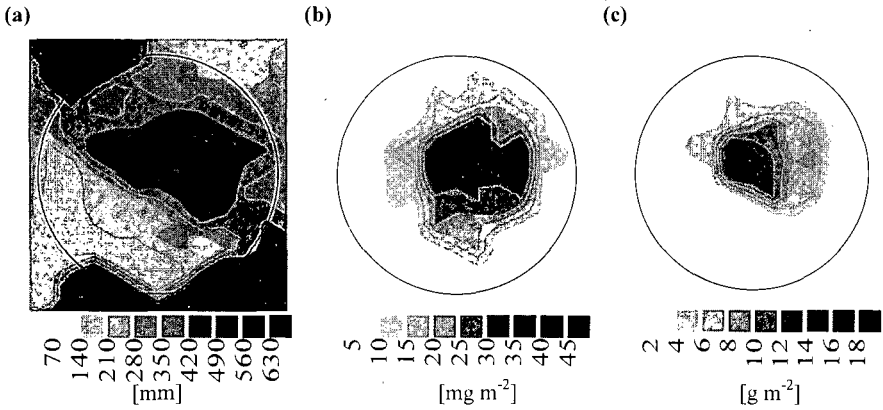


Abb. 3: Kumulative Austragsmuster von Perkolat (a), Bromid (b) und ^{14}C -Radioaktivität (c) am Beispiel von Saugboden II; der Ring entspricht dem zentr. Sammelbereich (höhere räuml. Auflösung).

Tage nach / Infiltrations-
Applikation / rate
69d / 5.9mm d^{-1}



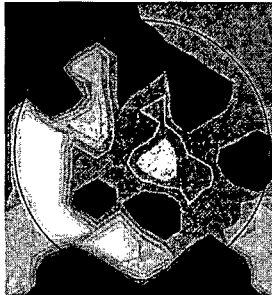
111d / 0.4mm d^{-1}



125d / 2.5mm d^{-1}



153d / 0.5mm d^{-1}



461d / 2.9mm d^{-1}



482d / 0.8mm d^{-1}

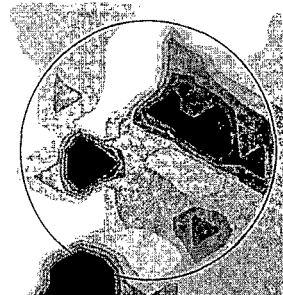


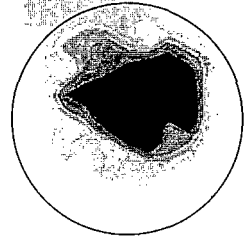
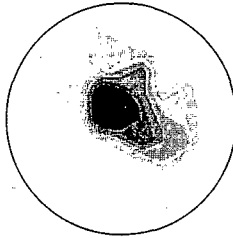
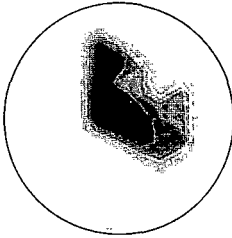
Abb. 4: Beispiele wöchentlicher Perkolataustragsmuster. Obere Reihe: hoher mittlerer Drainageflux; untere Reihe: geringer mittlerer Drainageflux.

Tage n. / Infiltr.- / Benazolinequivalent-
Appl. / rate / austrag

69d / 5.9mm d⁻¹ / 0.05µg d⁻¹

125d / 2.5mm d⁻¹ / 29µg d⁻¹

461d / 2.9mm d⁻¹ / 12µg d⁻¹



111d / 0.4mm d⁻¹ / 0.28µg d⁻¹

153d / 0.5mm d⁻¹ / 3.6µg d⁻¹

482d / 0.8mm d⁻¹ / 3.3µg d⁻¹

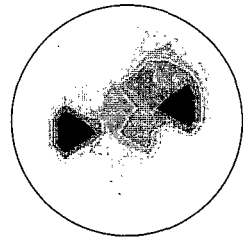
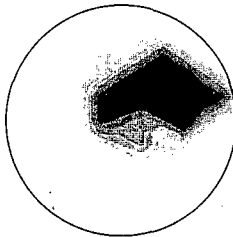
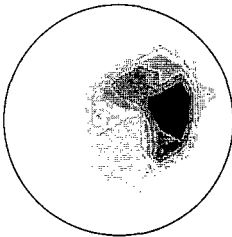


Abb. 5: Wöchentliche ¹⁴C-Radioaktivitätsaustragsmuster entsprechend der Perkolatmuster von Abb. 4.

Die Benazolinflußmuster (Abb. 5) entsprechen den Perkolatmustern hinsichtlich ihrer Austragszentren. Vergleicht man diese jedoch mit Abb. 3c, so wird deutlich, daß das gesamte Benazolin fast ausschließlich durch das mittlere Fließzentrum ausgetragen wurde, also während Ereignisse hoher Randflüsse. Gleichmäßigere aber geringere Infiltrations- und somit Drainageflüsse hätten offensichtlich bei gleicher kumulativer Infiltration bzw. Ausfluß zu einem geänderten räumlichen sowie zeitlichen Austrag der Substanz geführt, was bei einem reaktiven Stoff entscheidend ist für den Anteil, der eine bestimmte Bodentiefe oder das Grundwasser erreicht.

REFERENZEN:

- Andreini, M. S. and T. S. Steenhuis (1990). Preferential paths of flow under conventional and conservation tillage. *Geoderma*. **46**, pp. 85-102.
- Butters, G., W.A. Jury and F.F. Ernst (1989). Field scale transport of bromide in an unsaturated soil. 1. Experimental methodology and results. *Water Resour. Res.* **25**, pp.1575-1581.
- Schulin, R., M.T. van Genuchten, H. Flüthler and P. Ferlin (1987). An experimental Study of solute transport in a stony field soil. *Water Resour. Res.* **23**, pp.1785-1794.
- Quisenberry, V. L., R. E. Phillips and J.M. Zeleznik (1994). Spatial distribution of water and macropore flow in a well-structured soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **58** (5), pp. 1294-1300.

Danksagung: Dem IVA sei für die finanzielle Unterstützung des Projektes gedankt.

Kalibrierung eines Dual-Porositätsmodells zur Beschreibung präferentieller Tracerverlagerung im Bodensäulen- und Feldexperiment

von

Köhne, M.*; Gerke, H.H.**

Einleitung

Im Mittelpunkt der Arbeit steht die Kalibrierung von Parametern eines Dual-Porositätsmodells (Gerke und van Genuchten 1993), mit dem die präferentielle Bromid-Verlagerung eines instationären Säulenversuchs sowie bei einem Tracerexperiment auf einem gedrähtem Ackerstandort mit strukturiertem Boden beschrieben wird. Die Anwendung des Dual-Porositätsmodells erfordert die Kenntnis von sogar mehr als doppelt so vielen Parametern wie bei Modellen, die ein singuläres Porensystem annehmen. Zu den hydraulischen und Stofftransport-Parametern für die zwei Fließregionen kommen die Parameter der zwei Massentransfermodelle hinzu.

Material und Methoden

In 6 Labor-Säulenexperimenten mit aggregiertem Ap-Boden (schluffiger Sand) aus Bokhorst (Schleswig-Holstein) wurde in Abhängigkeit des Anfangswassergehalts ein nicht präferenzzieller bis ausgeprägt präferenzzieller Stofftransport festgestellt (Meyer-Windel et al. 1996). Für die Simulation wird ein Säulenversuch mit hohem Anfangswassergehalt und präferenzziellem Bromidtransport ausgewählt. Eine halbe Stunde nach der Applikation einer Lösung von 5 mg Bromid in 3 mm Wasser erfolgt eine erste Beregnung mit 30 mm Wasser in 3 Stunden, 2 weitere Regenereignisse derselben Intensität folgen in jeweils einwöchigem Abstand. Im Versuchsaufbau messen Tensiometer das Matrixpotential in 3,1 cm und 13,1 cm Tiefe der 15 cm langen Bodensäule, während in Zeitabständen von 5 min der Abfluß gemessen wird. Am Unterende der Säule liegt ein elektronisch kontrollierter Unterdruck von -20 hPa an.

Der simulierte Bromidtracer-Feldversuch wurde auf einem gedrähten Acker mit einer Pseudogley-Pararendzina in Bokhorst (Schleswig-Holstein) durchgeführt (Wichtmann 1994). Dessen Ap-Horizont reicht im Mittel bis 30 cm Tiefe und besteht aus einem stark durchwurzelten, mittel lehmigen Sand mit Subpolyedergefüge. Der Csd-Horizont ist ein stark durchwurzelter schluffig-lehmiger Sand mit Polyedergefüge. Der Standort ist mit parallelen Dränen in durchschnittlich 110 cm Tiefe versehen. Die mittleren vier Dräne werden in einen Dränsammler mit Abflußmeßstation zusammengefaßt, an dem eine automatische Probennahmestation und Datenerfassungslage installiert ist. Auf einer Teilfläche von 168.7 m² des Einzugsgebiets von 5010 m² wurden am 25.11.1991 16.75 kg Bromid als Kaliumbromid mit einer Gesamtwassermenge von 98 Litern ausgebracht.

* Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Universität Kiel, Olshausenstr. 40-60, 24118 Kiel

** Institut für Bodenlandschaftsforschung, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

Unsere Ermittlung der Parameter des Dual-Porositätsmodell geht zunächst von bekannten Methoden aus. Hydraulische Modellparameter werden wie bei Anpassungsverfahren für mehrmodale pF- und Leitfähigkeitsfunktionen an Daten von Messungen an Proben des gesamten Bodenvolumens angenähert ermittelt. Zur Umrechnung der relativen in die absolute hydraulische Leitfähigkeitsfunktion dient ein gemessener hydraulischer Leitfähigkeitswert.

Die Parameter der Massentransferterme, die charakteristische halbe Weite des Matrixporensystems (z. B. eines Aggregats), a , der Matrixgeometrie- oder -formfaktor, β , lassen sich qualitativ aus der Bodenansprache schätzen. Die Stofftransportparameter werden aus Messungen am gesamten Bodenvolumen unverändert für Grobporensystem und Matrix übernommen. Beispielsweise wird die Dispersivität λ des Säulenversuchs (Meyer-Windel *et al.* 1996) einem stationären Säulenexperiment desselben Bodens entnommen. Die Anfangs- und Randbedingungen werden für beide Porensysteme identisch gewählt. Die verbleibenden zwei Parameter, die hydraulische Leitfähigkeit der Aggregatrandschichten, K_a , und der effektive Diffusionskoeffizient an der Matrix-Grobporen-Grenzschicht, D_a , werden durch Anpassung von Simulations- an Meßergebnisse von Tracerexperimenten jeweils für Wasserbewegung und Stofftransport kalibriert.

Ergebnisse und Diskussion

Die Daten und Optimierung der Retention und hydraulischen Leitfähigkeit sind am Beispiel des Ap-Horizonts (Feldversuch) in Abb. 1 dargestellt.

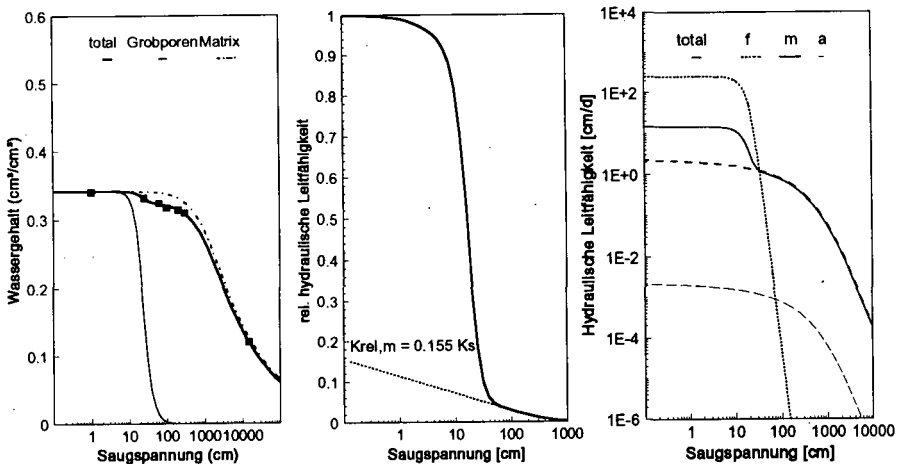


Abb. 1: a) Wassergehalts-Saugspannungsbeziehung des Ap-Horizont; Daten (Wichtmann 1994) und zweimodale Optimierung der Retentionsfunktion (SHYFFIT), b) Saugspannungs- rel. Leitfähigkeitsbeziehung, c) Optimierung der abs. Leitfähigkeitsfunktionen (SHYFFIT), Symbole: f = Grobporensystem, m = Matrix, a = Austausch

In Tab. 1 sind die Modellparameter der Simulation des Säulenversuchs von Meyer-Windel (1996) aufgeführt. In Abbildung 2 sind die Simulationsergebnisse von DUAL den Daten für die Matrixpotentiale (Abb. 2 a), den kumulativen Abfluß (Abb. 2 b) und die Bromidkonzentration im Abfluß (Abb. 2 c) graphisch gegenübergestellt. Die applizierte Bromidlösung erscheint nach der Bodenpassage mit steilem Konzentrationsanstieg im Perkolat. Nach dem Konzentrationsmaximum nimmt die Konzentration nicht gleichmäßig ab, sondern steigt nach der 2. und 3. Beregnung auf

Tab. 1: Modellparameter der $\theta(h)$ und $K(h)$ Beziehung nach van Genuchten (1980), Austausch- und Stofftransportparameter zur Simulation des Säulenversuchs (Daten von Meyer-Windel 1996)

Hydraul. Parameter	w	α	n	θ_s	θ_r	K_s (cm/d)	l
Grobporen	0.20	0.086	1.716	0.621	0.055	97.2	0.5
Matrix	0.80	0.0178	1.287	0.248	0.111	1.94	0.5
Austausch	1	0.0178	1.287	-	-	0.97	0.5
Austauschparameter	a (cm)	β	γ				
	1	20	0.4				
Stofftransp. Param.	D^0	λ	ρ_b	k_d			
Grobporen	0.5	1.43	1.4	0			
Matrix	0.5	1.43	1.4	0			
Austausch	0.1	-	-	-			

jeweils geringerem Niveau erneut an (Abb. 2). Die Form der Durchbruchskurve wird von DUAL nachvollzogen.

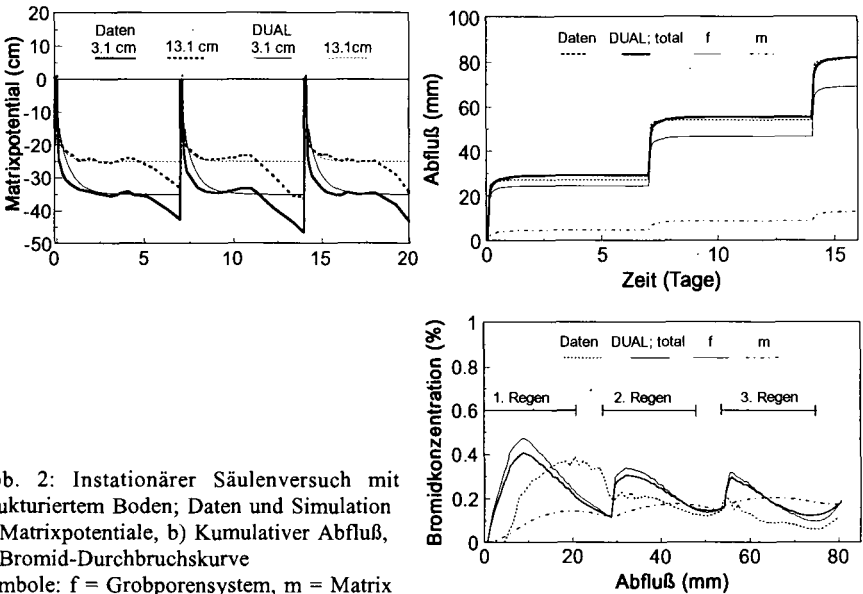


Abb. 2: Instationärer Säulenversuch mit strukturiertem Boden; Daten und Simulation
 a) Matrixpotentiale, b) Kumulativer Abfluß, c) Bromid-Durchbruchskurve
 Symbole: f = Grobporensystem, m = Matrix

Die Eingabeparameter für die Simulation des Bromidtracer - Feldversuchs in Bokhorst (Wichtmann 1994) sind in Tab. 2 zusammengefaßt. Der Dränabfluß und ein nachweisbarer Konzentrationsanstieg setzen praktisch zeitgleich bereits wenige Stunden nach dem ersten auf die Bromidapplikation folgenden Regen ein (Abb. 3c). Die Konzentration steigt bis zum größten im Versuchszeitraum gemessenen Wert an. Nach den folgenden Niederschlägen werden kleinere Maxima der Konzentration gemessen. Die Simulationen mit DUAL und HYDRUS zeigen im Vergleich mit den Daten sehr ähnliche Ergebnisse für die Abflußrate (Abb. 3a). Die Bromidkonzentration im Dränsammler über einen Zeitraum von 130 Tagen läßt sich mit DUAL im Gegensatz zu HYDRUS nachvollziehen (Abb. 3a). Der Prozeß der präferenziellen Stoffverlagerung kann vom Dual-Porositätsmodell also, im Gegensatz zu konventionellen Stofftransportmodellen, beschrieben werden.

Tab. 2: Modellparameter der $\theta(h)$ und $K(h)$ Beziehung nach van Genuchten (1980), Austausch- und Stofftransportparameter zur Simulation des Bromidtracer-Feldversuchs (Wichtmann 1994)

Ap-Horizont, 0 - 30 cm Tiefe							
Hydraul. Parameter	w	α	n	θ_s	θ_r	K_s (cm/d)	l
Grobporen	0.05	.0455	4.141	.335	.000	248.8	0.5
Matrix	0.95	.0010	1.362	.335	.000	2.39	0.5
Austausch	1	.0010	1.362	-	-	0.002	0.5
Austauschparameter	a(cm)	β	γ	D_a (cm ² /d)	K_a (cm/d)		
	1.0	20	0.4	0.012	0.002		
Stofftransp. Param.	D^0	λ	ρ_b	k_d			
Grobporen	1.20	4.0	1.46	0			
Matrix	1.20	4.0	1.46	0			
CSd-Horizont, 30 - 110 cm Tiefe							
Hydraul. Parameter	w	α	n	θ_s	θ_r	K_s (cm/d)	l
Grobporen	0.05	.0500	2.000	.340	.000	530.9	0.5
Matrix	0.95	.0010	1.169	.340	.000	5.89	0.5
Austausch	1	.0010	1.169	-	-	0.006	0.5
Austauschparameter	a(cm)	β	γ	D_a (cm ² /d)	K_a (cm/d)		
	1.0	10	0.4	0.012	0.006		
Stofftransp. Param. wie bei Ap-Horizont (s.o.)							

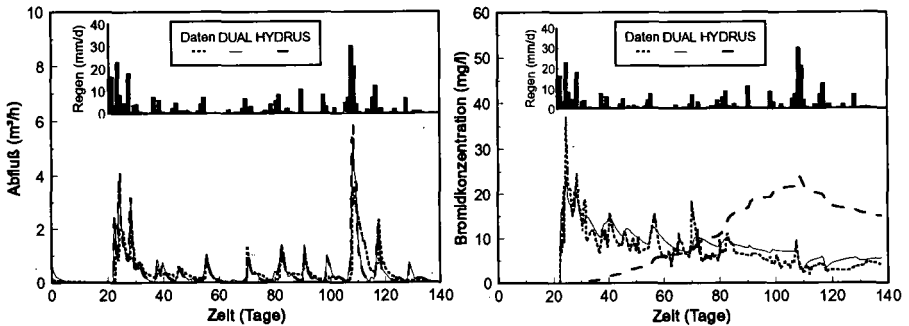


Abb. 3: Tracer-Fedexperiment; Daten (Wichtmann 1994) und Simulation mit DUAL und HYDRUS
a) Drän-Abflußrate b) Bromidkonzentration im Dränabfluß

Literatur

Durner, W., Predicting the unsaturated hydraulic conductivity using multi-porosity water retention curves, in M. Th. van Genuchten, F. J. Leij, and L. J. Durner, W., SHYPPFIT, User's Manual, Research Report 93.11, Soil Physics, ITOE, ETH Zürich, 25 pp, 1993

Gerke, H. H. und M. Th. van Genuchten, A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media, Water Resour. Res., 29(2), 305-319, 1993a

Kool, J. B., und M. Th. van Genuchten, HYDRUS, One-dimensional variably saturated flow and transport model, including hysteresis and root water uptake, Res. Rep. 124, U.S. Salinity Lab., U.S. Dep. of Agric., Agric. Res. Serv., Riverside, California, 1991

Meyer-Windel, S., B. Lennartz and P. Widmoser, The influence of initial water content on herbicide transport under nonsteady flow conditions, Cost 66 Symposium "Pesticides in soil and the environment", Stratford-Upon-Avon, 13-15 May 1996

Wichtmann, W., Stoffeintrag aus landwirtschaftlichen Fließgewässern (Messung und Simulation), Schriftenreihe aus dem Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 1994

Näherung für die asymptotische Dispersivität in ungesättigten, heterogenen Medien bei stationärem Fluß

von

Hammel, K.¹

Es wird eine analytische Näherungsmethode für den asymptotischen Transport eines konservativen Stoffes in ungesättigten, mikroskopisch heterogenen und makroskopisch homogenen Medien bei konstantem Wasserfluß vorgestellt. Die asymptotische Dispersivität ist ein Transportparameter, der die maximale Dispersion eines Stoffpulses in dem variablen Geschwindigkeitsfeld eines solchen Mediums kennzeichnet.

Die Näherungsmethode basiert auf der Annahme eines konstanten Matrixpotentials. Die Näherung für die asymptotische Dispersivität stimmt mit den Ergebnissen mehrerer numerischer Simulationen gut überein und erlaubt eine konsistente quantitative Beschreibung der Simulationen. Mit dieser Näherung können deshalb einfache heterogene Systeme, welche schlaglichtartig in den Simulationen betrachtet wurden, allgemein charakterisiert werden. Neben der Flußrate bestimmen Art und Ausmaß der Heterogenität sowie die mittleren hydraulischen Eigenschaften die asymptotische Dispersivität.

EINLEITUNG

Aus einer Reihe von Transportexperimenten mit konservativen Stoffen in natürlichen Böden wurde klar, daß i) die Konzentrationsverteilung stark irregulär ist und daß ii) die Dispersion im Feld weit größer ist als in einer kleinskaligen Laborsäule. Diese Phänomene lassen auf die entsprechende Variabilität der Wassergeschwindigkeit und damit auch auf die Variabilität hydraulischer Eigenschaften schließen. Diese Variabilität wird in der Regel erst auf einer größeren Skala als der im Labor erfassbaren ($\approx 10^{-1}$ m) sichtbar. Etablierte Transportmodelle wie etwa die Konvektions-Dispersions Gleichung, welche auf der Laborskala erfolgreich angewendet werden, sind deshalb kaum in der Lage den Transport auf der Feldskala durch unabhängig gewonnene Transportparameter zu beschreiben. Der erhebliche Aufwand und die beschränkte Übertragbarkeit machen Feldexperimente weitgehend unattraktiv, um den Einfluß von Heterogenität auf den Transport systematisch zu untersuchen. Die Erfassung der Heterogenität der hydraulischen Eigenschaften im Feld ist nur in beschränktem Maß praktikabel und angesichts der Komplexität natürlicher Böden mit entsprechend großen Unsicherheiten verbunden.

Für einfache stationäre Medien wurden eine Reihe von 2-dimensionalen numerischen Simulationen durchgeführt [Russo, 1991; Tseng and Jury, 1994; Russo et al., 1994; Roth, 1995; Roth and Hammel, 1996], um den Zusammenhang zwischen der räumlichen Verteilung hydraulischer Eigenschaften und dem makroskopischen, d.h. dem effektiven, Transportverhalten zu untersuchen. Obwohl die betrachteten Medien gegenüber natürlichen Böden stark vereinfacht waren, reproduzierten die Simulationen typische Phänomene wie sie in den Feldexperimenten beobachtet wurden.

Bei gemeinsamer Betrachtung der Simulationsergebnisse ergeben sich qualitative und auch große quantitative Unterschiede, die aufgrund der Eingabedaten nicht erklärt werden können. Das Ziel dieser Arbeit ist i) die konsistente quantitative Beschreibung der Versuchsergebnisse und ii) die Erkundung der asymptotischen Dispersivität für die betrachteten Typen von Heterogenität. Um Verweise auf die einzelnen Simulationen kurz zu halten, werden diese wie folgt nummeriert.

- | | |
|--|--------------------------|
| 1. Russo [1991] | 2. Tseng and Jury [1994] |
| 3. Roth [1995], Roth and Hammel [1996] | 4. Russo et al. [1994] |

¹Universität Hohenheim (310), Fachgebiet Bodenphysik, 70593 Stuttgart

PHÄNOMENE

Die räumliche Verteilung der Wassergeschwindigkeit v ist durch die Ausbildung von vertikal orientierten Fließkanälen gekennzeichnet (Abb. 1). Die Variabilität von v ist vom Fluß j_w^0 am oberen Rand abhängig.

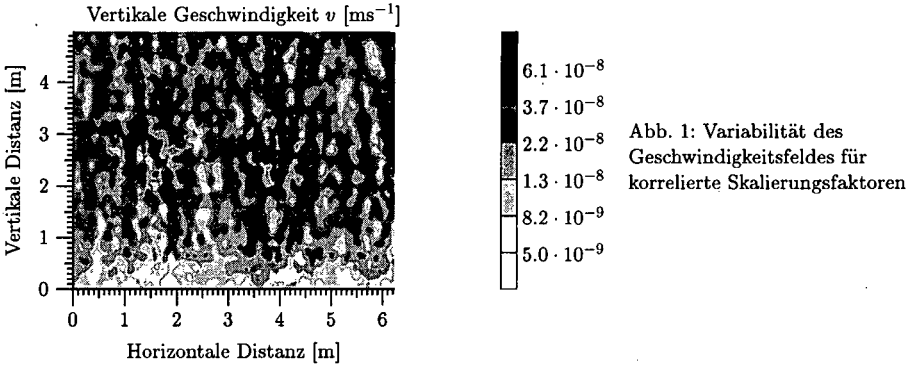


Abb. 1: Variabilität des Geschwindigkeitsfeldes für korrelierte Skalierungsfaktoren

Die Stoffverteilung (Abb. 2) zeigt lokale Anhäufung von Masse, wie sie auch für Feldexperimente typisch ist. Die lokale vertikale Dispersion ist wesentlich kleiner als die globale. Das effektive Transportverhalten zur Zeit t wird durch den Erwartungswert der Transportdistanz $\langle z \rangle$ und deren Varianz $\text{Var}(z)$ charakterisiert.

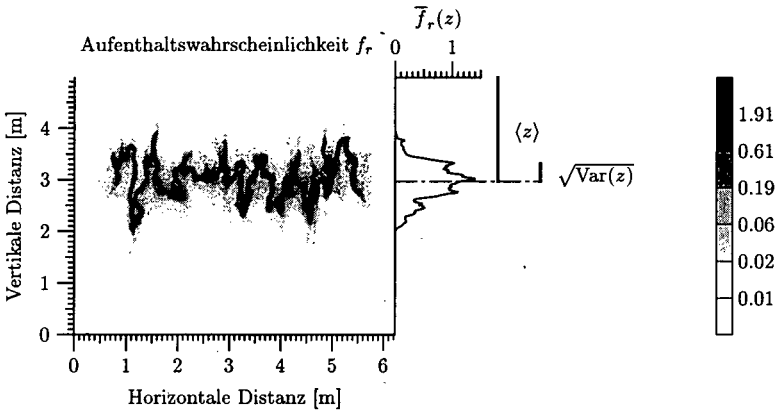


Abb. 2: Dispersion eines Stoffpulses beim Transport in einem heterogenen Geschwindigkeitsfeld.

TRANSPORT IN HETEROGENEN MEDIEN

Die effektive Dispersivität $\alpha_{\text{eff}}(t) = \frac{\text{Var}(z)}{2\langle z \rangle t}$ beschreibt die Dispersion eines Stoffpulses. In einem stationären heterogenen Medium nimmt diese kontinuierlich zu, bis der Stoffpuls die gesamte Variabilität des Geschwindigkeitsfeldes v erfahren hat (Abb. 3). Die dazu notwendige Transportdistanz steht in Beziehung zu der Korrelationslänge λ_v von v ($\lambda_v \approx$ Größe der Strukturen). Für die asymptotische Dispersivität $\alpha_{\text{eff}}^\infty$ gilt $\lim_{\langle z \rangle / \lambda_v \rightarrow \infty} \alpha_{\text{eff}} = \alpha_{\text{eff}}^\infty$. Im asymptotischen Zustand $\alpha_{\text{eff}} \approx \alpha_{\text{eff}}^\infty$ ist der Transport ein Konvektions-Dispersions Prozess.

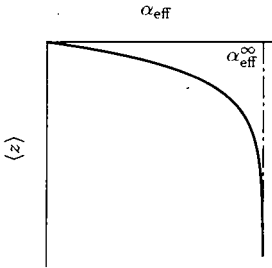


Abb. 3: Typische Entwicklung der effektiven Dispersivität α_{eff} mit zunehmender Transportdistanz (z) in einem stationären heterogenen Medium.

SIMULATIONEN

Die lokale Dynamik von Wasserfluß und Stofftransport wird durch die Richard's Gleichung bzw. die Konvektions-Dispersions Gleichung beschrieben. Es werden 2-dimensionale makroskopisch homogene Medien betrachtet mit einem konstanten Wasserfluß j_w (1., 2., 3.) bzw. einem konstanten Matrixpotential ψ_m (4.) am oberen Rand. Die hydraulischen Funktionen, die Wassercharakteristik $\psi_m(\theta)$ und die hydraulische Leitfähigkeit $K(\theta)$ sind nach *Mualem und van Genuchten (MVG)* durch die Parameter $\{\alpha, n, K_s, \theta_s, \theta_r, \tau = 0.5\}$ charakterisiert. θ ist der volumetrische Wassergehalt.

BESCHREIBUNG DER HETEROGENITÄT

Die lokalen hydraulischen Funktionen $\{\psi_m(\mathbf{x}), K(\mathbf{x})\}$ sind durch die Skalierungsfaktoren $f_i(\mathbf{x})$ mit dem Referenzzustand $\{\psi_m^*(\theta), K^*(\theta)\}$ verknüpft. Die Skalierung von $\psi_m(\mathbf{x})$ und $K(\mathbf{x})$ durch 2 Skalierungsfaktoren definiert die lokalen hydraulischen Variablen als Funktionen

$$\psi_m(\psi_m^*, f_1(\mathbf{x})), \quad K(\mathbf{x}) = K(K^*(\psi_m^*), f_1(\mathbf{x}), f_2(\mathbf{x}))$$

des Referenzzustandes und von $f_i(\mathbf{x})$. Es wurden sowohl korrelierte Skalierungsfaktoren (1., 2., 3.) $f = -f_1 = f_2/2$ mit den Skalierungsbeziehungen

$$\psi_m = \psi_m^* \exp(-f), \quad K = K^* \exp(2f)$$

als auch unkorrelierte Skalierungsfaktoren (4.) mit

$$\psi_m = \psi_m^* \exp(f_1), \quad K = K^* \exp(f_2)$$

verwendet. Diese Skalierung ist äquivalent zu der Formulierung

$$f_1 = \log(\alpha/\alpha^*), \quad f_2 = \log(K_s/K_s^*)$$

mit räumlich verteilten MVG Parametern α und K_s . Die Skalierungsfaktoren waren normalverteilt und schwach stationär mit Gauss'scher (4.) bzw. exponentieller Autokovarianzfunktion (1., 2., 3.).

NÄHERUNG FÜR DIE ASYMPTOTISCHE DISPERSIVITÄT

Die asymptotische Dispersivität kann in einer Näherung 1. Ordnung durch das Euler'sche Geschwindigkeitsfeld gemäß $\alpha_{\text{eff}}^\infty = \frac{\sigma_v^2}{\langle v \rangle^2} \lambda_v$ ausgedrückt werden. Dafür ist die Kenntnis der mittleren Geschwindigkeit $\langle v \rangle$ und der Autokovarianzfunktion $C_v(h)$ nötig, da $\sigma_v^2 = C_v(0)$ und $\lambda_v = 1/\sigma_v^2 \int_0^\infty C_v(h)dh$. Das Geschwindigkeitsfeld $v(x) = -\frac{K(\psi_m; x)}{\theta(\psi_m; x)} \left[\frac{\partial \psi_m}{\partial x} + 1 \right]$ ergibt sich aus der Lösung der Darcy Gleichung. Da der Abbau starker Matrixpotentialgradienten aus der Darcy Gleichung folgt, wurde ein konstantes Matrixpotential ψ_m angenommen. Damit läßt sich $v(x) \approx -\frac{K(\psi_m; x)}{\theta(\psi_m; x)}$ einfacher berechnen und aus den Skalierungsbeziehungen für konstantes ψ_m gemäß $v(\psi_m; f_i) \approx -\frac{K^*(\psi_m; f_i)}{\theta^*(\psi_m; f_i)}$ ableiten. Damit ist v nur noch von konstanten Größen und f_i abhängig. Die notwendige Statistik von f_i ist gegeben, sodaß $C_v(h)$ und die Momente von v durch die numerische Evaluierung der entsprechenden Integrale berechnet werden können.

ERGEBNISSE

Ein lokales Minimum von $\alpha_{\text{eff}}^\infty$ ist charakteristisch für korrelierte Skalierungsfaktoren (1., 2., 3.). Dieses fehlt bei unkorrelierten Skalierungsfaktoren (4.) (Abb. 4). Unterschiedliche Parameter der

hydraulischen Referenzfunktionen können die Ergebnisse wesentlich modifizieren (vgl. 1. und 2.).

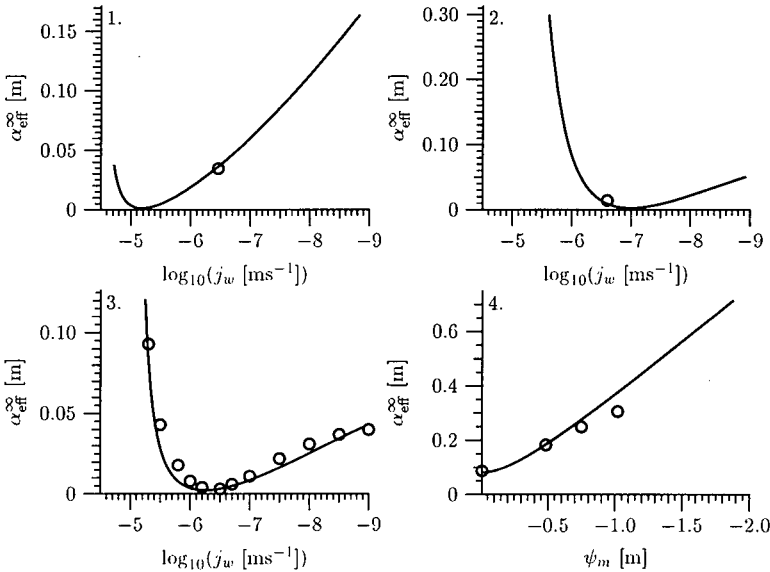


Abb. 4: Simulationsergebnisse (Symbole) und analytische Näherung (durchgezogene Linie) für die asymptotische Dispersivität $\alpha_{\text{eff}}^{\infty}$.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die asymptotische Dispersivität bei stationärem Fluß kann unter Annahme eines konstanten Matrixpotentials angenähert werden. Der vorgestellte Näherungsansatz kann für jede Art von Heterogenität, die durch Skalierung beschreibbar ist, verwendet werden.

Der Rechenaufwand und die Komplexität der Berechnungen sind erheblich kleiner als bei numerischen Simulationen.

Der asymptotische Transport ist eine komplexe "Materialeigenschaft", die unmittelbar von Art und Ausmaß der Heterogenität sowie der Flußrate und den mittleren hydraulischen Eigenschaften bestimmt wird.

Durch die analytische Näherung können die Einzelergebnisse aus den Simulationen konsistent beschrieben und in ein gemeinsames System eingeordnet werden.

LITERATUR

Roth, K., 1995: Steady state flow in an unsaturated, two-dimensional, macroscopically homogeneous, Miller-similar medium, *Water Resour. Res.*, **31**, 2127-2140.
Roth, K. and K. Hammel, 1996: Transport of conservative chemical through an unsaturated two-dimensional Miller-similar medium with steady state flow, *Water Resour. Res.*, **32**, 1653-1663.
Russo, D., 1991: Stochastic analysis of simulated vadose zone solute transport in a vertical cross section of a heterogeneous soil during nonsteady infiltration, *Water Resour. Res.*, **27**, 267-283.
Russo, D., J. Züdel and A. Laifer, 1994: Stochastic analysis of solute transport in partially saturated heterogeneous soil I. Numerical experiments, *Water Resour. Res.*, **30**, 769-779.
Tseng, P.-H. and W. A. Jury, 1994: Comparison of transfer function and deterministic modeling of area-averaged solute transport in a heterogeneous field, *Water Resour. Res.*, **30**, 2051-2063.

Einfluß der Wärmeleitfähigkeit auf die Simulation der Bodentemperatur

von

Haberbosch, C.; Priesack, E.¹

Einleitung

Ein Hilfsmittel zur Quantifizierung unerwünschter N-Austräge aus der Wurzelzone von Ackerböden durch Nitrat-Auswaschung oder Lachgas-Emission ist die Simulation des N-Haushalts in Agrarökosystemen.

Da die bodenmikrobiologische Aktivität, die die Netto-N-Mineralisierung bzw. die N₂O-Produktion bestimmt, in starkem Maße von der Bodentemperatur abhängt, ist eine adäquate Modellierung des Bodenwärmehaushaltes nötig.

Ein Vergleich von Bodentemperatur-Meßwerten mit simulierten Bodentemperaturen über den Zeitraum eines Jahres soll das verwendete Bodentemperatur-Modell testen.

Simulationsmodell

Der Wärmetransport wird durch die Wärmeleitungsgleichung einschließlich des konvektiven Transports durch Wasserfluß beschrieben.

Die Wärmeleitfähigkeit wird nach **De Vries** (1963) berechnet. In diesem Ansatz wird der Boden durch ein Granulat verschieden leitfähiger Stoffe beschrieben, das so konstruiert ist, daß die Wärmeleitfähigkeit analytisch berechenbar ist. Das Granulat besteht aus Ellipsoiden, deren Form unterschiedlich gewählt werden kann.

Als **obere Randbedingung** dient eine Dirichlet-Neumann-Bedingung, die durch die gemessene Lufttemperatur und den berechneten Wärmefluß durch Wärmestrahlung festgelegt ist. Zur Berechnung dieses Wärmeflusses wurde ein Ansatz nach **Horton & Chung** (1991) verwendet.

Die **untere Randbedingung** ist eine Dirichlet-Bedingung, die aus der analytischen Lösung eines vereinfachten Dirichlet-Problems der Wärmeleitungsgleichung gewonnen werden kann.

¹ GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Institut für Bodenökologie
Ingolstädter Landstraße, 85764 Neuherberg

$$T(z,t) = T_D + A \cdot e^{-z/d} \cdot \cos \left[\frac{2\pi}{365} \cdot (t - t_0) - \frac{z}{d} \right]$$

$T(z,t)$	Untere Randbedingung für Bodentemperatur
t	Tag im Jahr
T_D	Jahresdurchschnittstemperatur der Luft
A	Amplitude der jährlichen Variation der Monatsdurchschnittstemperatur
z	Tiefe
d	Dämpfungsterm
t_0	Tag max. Lufttemperatur

Als Vereinfachung wird ein sinoidaler Jahresverlauf der Lufttemperatur und zeitliche Konstanz der Wärmeleitfähigkeit und -kapazität angenommen, sowie der konduktive Wärmetransport vernachlässigt.

Resultate

- Die gemessenen Bodentemperaturen in 20cm Tiefe liegen über weite Zeiträume deutlich über der Lufttemperatur (Fig. 1).
- Ohne Berücksichtigung einer Erwärmung der Bodenoberfläche durch Einstrahlung liegen die simulierten Bodentemperaturen in 20cm Tiefe um bis zu 10°C zu tief (Fig. 2).
- Bei Hinzunahme eines Strahlungsterms kann eine deutliche Verbesserung der Simulation erreicht werden.
- Die berechnete Wärmeleitfähigkeit eines aus Kugeln bestehenden Granulats ist um ca. 10% höher als diejenige eines plättchenförmigen Granulats. Die dadurch bewirkte Abweichung der simulierten Bodentemperaturen in 50cm Tiefe ist durchweg kleiner als 0,5°C (Fig. 4).
- Das Modell zur Berechnung der unteren Randbedingung reproduziert die Jahres-Dynamik der Temperatur in 130cm Tiefe. Während des Simulationszeitraums liegt sie aber fast durchgängig zu tief. Durch die Erhöhung des Eingabeparameters für die durchschnittlichen Lufttemperatur um 1,5°C läßt sich eine untere Randbedingung berechnen, die besser den Meßwerten angepaßt ist (Fig. 5).

Folgerung

- Die Simulationen zum Bodenwärmehaushalt zeigen, daß die richtige Erfassung der Randbedingungen - vor allem an der Bodenoberfläche - schwieriger ist als die adäquate Beschreibung der Wärmeleitfähigkeiten der Böden.
- Als wichtige Einflußgrößen für die Modellierung der Oberflächentemperatur sind Wärmestrahlung, Albedo, Bodenbedeckung, Bestandesklima, Evapotranspiration und Schneedecke zu nennen.

Literatur:

Horton, R. and S.-O. Chung (1991): Soil Heat Flow. In: J. Hanks and J.T. Ritchie (eds.), Modelling Plant Soil Systems. Agronomy Monograph 32, ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI, USA, p. 397-438.

De Vries, D. A. (1963): Thermal properties of soils, In: Wijk, W. R. van (ed.) Physics of plant environment, North-Holland Publication Company Amsterdam.

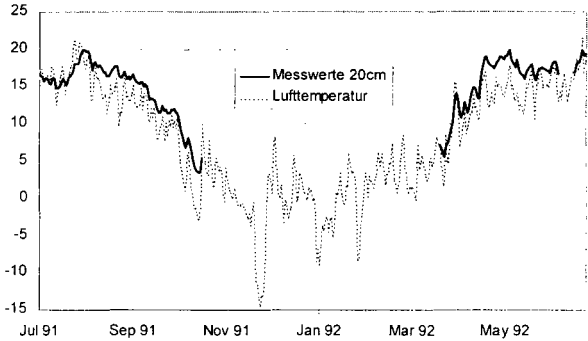


Fig. 1: Meßwerte für Temperatur

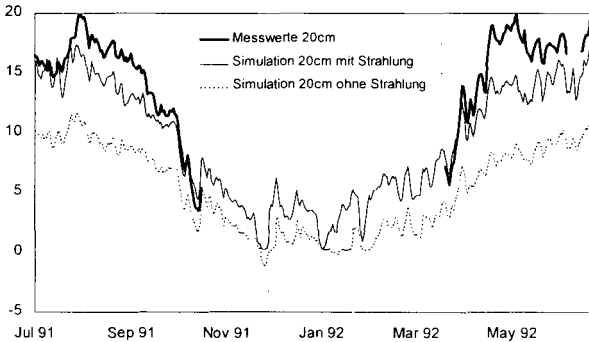


Fig. 2: Vergleich der Simulationen mit und ohne Strahlungsterm

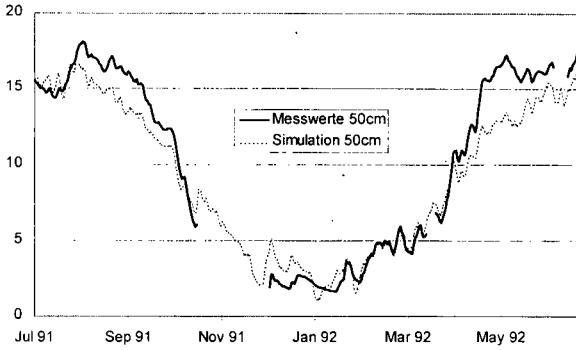


Fig. 3: Simulation und Meßwerte in 50cm Tiefe

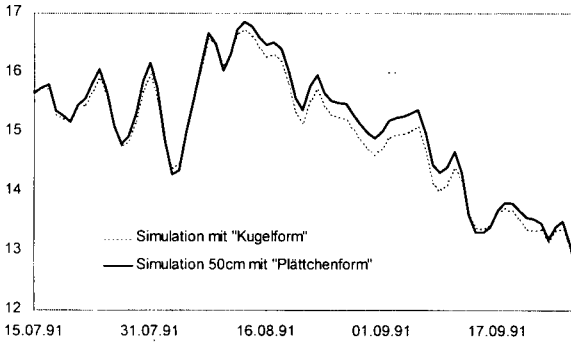


Fig. 4: Simulationen mit verschiedenen Geometriefaktoren

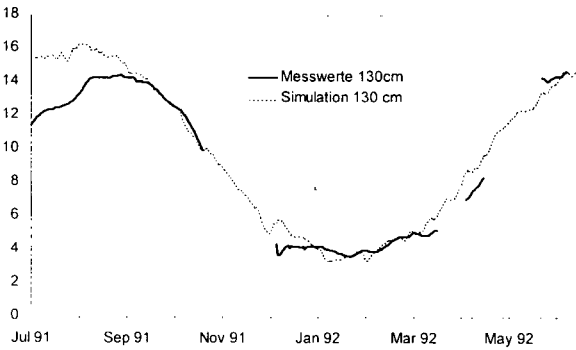


Fig. 5: Simulation und Meßwerte am unteren Rand

Räumliche Variabilität von Schwermetall-Sorptionsisothermen im Ap-Horizont von Sandböden auf der Schlag- und Gebietsskala

von

Böttcher, H.; Springob, G.¹

Kurzfassung

Schwermetalle (abgekürzt SM) werden in Böden durch Sorptionsprozesse gebunden. Der quantitative Bezug zwischen gebundener SM-Menge und der SM-Konzentration in der Bodenlösung wird durch Sorptionsisothermen hergestellt. Sorptionsisothermen sind somit wichtige Materialfunktionen zur Charakterisierung des Verhaltens von SM und anderer reaktiver Stoffe in Böden.

Geländeuntersuchungen in "belasteten" Gebieten haben in den Niederlanden und in Norddeutschland gezeigt, daß SM-Sorptionsisothermen eine erhebliche räumliche Variabilität aufweisen können. Für Gebiete mit "gering belasteten" Böden ist wenig über die Variabilität von SM-Sorptionsisothermen bekannt. Weiterhin fehlen Kenntnisse über die Skalenabhängigkeit dieser Sorptionsvariabilität, und es ist auch nicht ausreichend bekannt, wie ähnlich oder unähnlich Sorptionsisothermen verschiedener SM variieren.

Das Ziel unserer Arbeiten ist, in einem Wassereinzugsgebiet mit "gering" SM-belasteten Sandböden die räumliche Variabilität von Sorptionsisothermen ausgewählter SM in Ap-Horizonten auf der Schlag- und Gebietsskala zu quantifizieren und den Effekt dieser Variabilität auf die SM-Verlagerung im Oberboden mit einem stochastischen Transportmodell darzustellen.

Die Untersuchungen wurden im Fuhrberger Feld, nördlich von Hannover, durchgeführt. Auf 24 Ackerschlägen (Podsole und Gleye aus Talsanden) wurden Einzelproben aus dem Ap-Horizont entnommen, auf einem weiteren Schlag wurde ein Transekt beprobt (20 Proben im Abstand von 10 m aus dem Ap-Hor.). An lufttrockenen, auf 2 mm gesiebten Proben wurden Sorptionsisothermen für Cadmium (Cd) und

¹⁾ Inst. f. Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, D-30419 Hannover

Zink (Zn) im Batchverfahren erstellt. An die gemessenen Isothermen wurde jeweils die Freundlich-Gleichung angepasst. Die räumliche Variabilität der Isothermen wurde durch ein Skalierungsverfahren quantifiziert. Skaliert wurden die Konzentrationen in der Lösung nach (BÖTTCHER 1996): $C^* = \alpha^2 C$, mit Referenzkonzentration (C^*), SM-Konzentration in der Lösung (C) und Skalierungsfaktor (α).

Die wichtigsten Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Das Skalierungsverfahren reduziert die Streubreite der Cd- und Zn-Isothermen um bis zu 96%, somit wird deren Variabilität durch die Skalierungsfaktoren repräsentiert.
- Die räumliche Variabilität der Skalierungsfaktoren zeigt deutliche Skalenabhängigkeit. Ergebnisse zur SM-Sorption auf Einzelflächen (Schlägen) sind somit nicht direkt auf die Gebietsebene übertragbar.
- Skalierungsfaktoren der Cd- und Zn-Isothermen sind korreliert, jedoch kann die Güte der Korrelation im Einzelfall durch bislang schwer erklärbare 'Ausreißer' eingeschränkt sein.
- Das mittlere Vorrücken einer SM-Front kann im vorliegenden Fall für Zink auf Gebietsebene mit einem stochastischen Modell und für bestimmte angenommene Randbedingungen anhand der Skalierungsfaktoren der Cd-Isothermen mit gleichem Resultat wie mit den für Zn-Isothermen ermittelten Skalierungsfaktoren berechnet werden. D.h., die auf Gebietsebene heterogene Zn-Verlagerung im Oberboden läßt sich anhand der Variabilität der Cd-Isothermen modellieren.
- Die Resultate beziehen sich bislang auf eine einzelne Studie. Die Ergebnisse müssen hinsichtlich der einbezogenen Böden, Schwermetalle und Skalenebenen erweitert werden, um bessere Vorstellungen über ihre allgemeine Gültigkeit zu erhalten.

Literaturhinweis

BÖTTCHER, J., 1996: Use of scaling to quantify spatial variability of heavy metal sorption isotherms. European J. Soil Sci. [submitted]